

Titre: Modélisation du transport et du devenir d'E. coli à l'échelle d'un
Title: bassin versant

Auteur: Jean-Louis Laroché
Author:

Date: 2017

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Laroché, J.-L. (2017). Modélisation du transport et du devenir d'E. coli à l'échelle
Citation: d'un bassin versant [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/2809/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/2809/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:** Sarah Dorner, & Aubert Michaud
Advisors:

Programme: Génie civil
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

MODÉLISATION DU TRANSPORT ET DU DEVENIR D'*E. COLI* À L'ÉCHELLE D'UN
BASSIN VERSANT

JEAN-LOUIS LAROCHE

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)

OCTOBRE 2017

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

MODÉLISATION DU TRANSPORT ET DU DEVENIR D'*E. COLI* À L'ÉCHELLE D'UN
BASSIN VERSANT

présenté par : LAROCHE Jean-Louis

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. BARBEAU Benoit, Ph. D., président

Mme DORNER Sarah, Ph. D., membre et directrice de recherche

M. MICHAUD Aubert, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

M. MARCHE Claude, D.Sc.A., membre

DÉDICACE

« L'eau est la force motrice de toute la nature. »

Leonardo da Vinci

REMERCIEMENTS

En tant que directrice de recherche, Sarah Dorner obtient mes premiers remerciements en raison de sa confiance et du soutien qu'elle m'a accordée tout au long de ce projet de recherche.

Je remercie ensuite les membres du personnel de l'IRDA, tout particulièrement Aubert Michaud, mon codirecteur de recherche ainsi que Mohamed Abou Niang pour son expertise en géomatique. Leur soutien a été essentiel pour l'utilisation de SWAT et l'acquisition de données pédologiques et climatiques.

Deux mercis particuliers à M. Claude Marche et M. Guy Drouin pour leur passion et leur dévouement envers Val-Morin qui m'ont grandement inspirés.

Je tiens aussi à remercier la municipalité de Val-Morin et l'APELRRIN pour leur coopération avec Polytechnique et pour m'avoir donné l'opportunité de participer à un projet portant sur la protection et la valorisation du lac Raymond et de la rivière du Nord.

Merci également aux membres du personnel d'Abrinord et à la municipalité de Sainte-Agathe-des-Monts pour l'acquisition de données.

Enfin, ce projet n'aurait jamais été accompli sans le support moral de mes parents Pierrette et François de même que celui de ma compagne et complice Mona.

RÉSUMÉ

La préoccupation des citoyens et des autorités locales sur la qualité de l'eau du lac Raymond et de la rivière du Nord a permis d'établir un enjeu socio-environnemental sur la contamination de l'eau et de l'usage récréative de celle-ci. Avec le bassin versant du lac Raymond comme aire d'étude, ce projet de recherche s'inscrit comme l'une des stratégies de restauration durable dans le cadre de la protection de l'environnement du lac Raymond et de la rivière du Nord. Une meilleure compréhension du comportement hydraulique et bactériologique du bassin versant est alors identifiée comme le but ultime cette étude. Pour se faire, un modèle SWAT est paramétré afin de simuler les composantes hydriques du bassin versant pour ensuite s'en servir afin de modéliser le transport et le devenir de la bactérie *Escherichia coli* comme indicateur de contamination fécale. Des échantillonnages de coliformes fécaux en 2015 et de l'activité enzymatique GLUC par le *ColiMinder* en 2016 sont utilisés en guise d'observations.

De prime abord, la caractérisation du bassin versant permet le paramétrage initial du modèle. Une topographie hétérogène avec des pentes de légères à fortes, des sols majoritairement sableux et très bien drainés, un réseau hydrographique dense avec de nombreux lacs et des zones forestières dominant l'utilisation du territoire en sont résultant. Après la calibration et la validation satisfaisante du modèle par l'ajustement du débit, le bilan hydrique présente un drainage souterrain soutenu et une sensibilité accrue aux sols. La qualité des données climatiques s'impose d'ailleurs comme une sensibilité commune à l'ajustement du débit et des concentrations d'*E. coli*.

Une calibration acceptable des matières en suspension et des concentrations d'*E. coli* simulées a permis de dresser un portrait global du comportement bactériologique du bassin versant. Quatre sources de contamination fécale y sont d'ailleurs modélisées. Les sources de contamination en temps sec ont constitué l'apport de base des concentrations d'*E. coli simulées* en rivière alors que les débordements par surverse d'effluents municipaux ont occasionné les plus hautes concentrations. Par ailleurs, une forte corrélation est identifiée entre les concentrations d'*E. coli* en rivière et les volumes de débordements par surverse. Parmi ces débordements, ceux ayant des volumes supérieurs à 1 000 m³ d⁻¹ sont associées aux concentrations excédant 200 UFC/100ml au sous-bassin du lac Raymond. L'absence de variabilité temporelle intra-journalière des données entrantes est ciblée en tant qu'incertitude primaire. Alors que la distribution spatiale des exportations d'*E. coli* désigne la rivière du Nord comme principale véhicule de la contamination

fécale au lac Raymond, le ruissellement est identifié comme vecteur principal du transport de sédiments et d'*E. coli* depuis les sources de contamination diffuse terrestre. L'implantation de pratiques de gestion optimale en milieu urbain est ici proposée afin de réduire les apports des contaminants dans les eaux pluviales. Enfin, la complexité des processus environnementaux régissant le transport et le devenir d'un contaminant à l'échelle d'un bassin versant reflète l'importance d'acquérir des observations pour la calibration d'un modèle.

Mots clés : *Modélisation, bassin versant, bilan hydrique, environnement, E. coli, matières en suspension, santé publique, contamination fécale, protection de sources d'eau, échantillonnage.*

ABSTRACT

The concern of citizens and local authorities over the water quality of the lake Raymond and the Du-Nord river has established a socio-environmental issue concerning the fecal contamination of the water and its recreational use. With the lake Raymond's watershed as a study area, this research project is one of the sustainable restoration strategies for the protection of the lake's environment. A better understanding of the watershed's hydrological and bacteriological behavior is identified as the goal of this study. To do so, a SWAT model is set up to simulate the water components and the fate and transport of the *Escherichia coli* bacteria as an indicator of fecal contamination. Samples of fecal coliforms from 2015 and GLUC enzymatic activity measured by the *ColiMinder* in 2016 are used as observations.

First, the characterization of the watershed allows the parameterization of the model. This is summarized by a heterogeneous topography with light to strong slopes, well drained soils that are mostly sandy, a dense hydrographic network with numerous lakes and a highly forested land use. After a satisfying calibration and validation of the model by the flow adjustment, the water balance showed high groundwater flows with high sensitivity to soils parameterization. Furthermore, climate data quality showed a sensitivity to both flow adjustment and *E. coli* concentrations.

An adequate calibration of suspended solids and *E. coli* concentrations simulations provided an overall picture of the bacteriological behavior of the watershed. Four sources of faecal contamination are modeled. Contamination in dry weather constituted the basic contribution of *E. coli* concentrations simulated in the river while combined sewer overflows (CSO) caused the highest concentrations. A strong correlation was found between the *E. coli* river concentrations and CSO's volumes. Among these overflows, those with volumes greater than 1,000 m³ d⁻¹ were associated with *E. coli* concentrations over 200 CFU/100ml at lake Raymond subbassin. The lack of temporal variability in input data is targeted as a primary source of uncertainties.

While the spatial distribution of *E. coli* showed the Du-Nord river as the principal fecal contamination medium, runoff is identified as the primary vector of sediments and *E. coli* transported from non-point sources of contamination. Best management practices are proposed in urban areas to reduce the input of contaminants into stormwater. Finally, the complexity of environmental processes that occurs in the fate and transport of a waterborne pathogen at a watershed scale shows that an important amount of input data is required for modeling purpose.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	VIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XII
LISTE DES FIGURES.....	XV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XIX
LISTE DES ANNEXES	XX
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Cadre du travail	1
1.1.1 Problématique du lac Raymond	1
1.2 Objectifs	3
1.2.1 Objectif général	3
1.2.2 Objectifs spécifiques	3
1.3 Revue de la littérature	4
1.3.1 Problématique de qualité de l'eau et cadre réglementaire.....	4
1.3.2 Sources et processus de transport de contamination fécale.....	8
1.3.3 Approche par modélisation hydrologique	13
1.3.4 Résumé	20
CHAPITRE 2 THÉORIE.....	21
2.1 Hydrologie.....	22
2.1.1 Cycle de l'eau.....	22

2.1.2	Ruissellement	23
2.1.3	Infiltration et écoulement latéral	27
2.1.4	Eaux souterraines	29
2.1.5	Lacs et réservoirs.....	32
2.1.6	Caractéristiques d'écoulement	34
2.2	Climat	38
2.2.1	Évapotranspiration	38
2.2.2	Température	41
2.2.3	Neige	42
2.3	Érosion	43
2.3.1	Sédiments en rivière	45
2.3.2	Sédiments dans lacs et les réservoirs.....	46
2.3.3	Sédiments en eaux souterraines.....	47
2.3.4	Effet du couvert de neige	48
2.4	Zones urbaines.....	48
2.4.1	Ruissellement en milieu urbain	48
2.5	Modèle bactériologique.....	50
2.5.1	Source diffuse de contamination	50
2.5.2	Lessivage.....	51
2.5.3	Infiltration.....	51
2.5.4	Ruissellement	52
2.5.5	Sédiments	52
2.5.6	Inactivation.....	54
2.5.7	Routines.....	54

CHAPITRE 3	MÉTHODOLOGIE	57
3.1	Description du site d'étude et paramétrage du modèle	58
3.1.1	Topographie	60
3.1.2	Hydrographie.....	62
3.1.3	Utilisation du territoire	66
3.1.4	Pédologie.....	68
3.1.5	Météorologie	70
3.1.6	Définition du bassin versant.....	73
3.1.7	Unités de réponses hydrologiques (URH).....	75
3.2	Sources de contamination fécale	76
3.2.1	Source ponctuelle : Rejet d'eaux usées	77
3.2.2	Source diffuse : Fosses septiques	80
3.2.3	Source diffuse : Faune.....	81
3.2.4	Source diffuse : Apports en temps sec	82
3.3	Données de calibration et de validation	83
3.3.1	Hydrologie.....	83
3.3.2	Matières en suspension.....	85
3.3.3	E. coli	87
3.4	Processus de calage et de validation	91
3.4.1	Hydrologie.....	93
3.4.3	Matières en suspension.....	96
3.4.4	E. coli	97
CHAPITRE 4	RÉSULTATS	99
4.1	Débit	100

4.1.1	Analyse de sensibilité.....	105
4.2	Matières en suspension.....	106
4.2.1	Analyse de sensibilité.....	109
4.3	E. coli	110
4.3.1	Toutes sources de contamination	110
4.3.2	Sources individuelles de contamination.....	115
4.3.3	ColiMinder	119
4.3.4	Analyse de covariance.....	121
4.3.5	Analyse de sensibilité.....	124
CHAPITRE 5	DISCUSSION	126
5.1	Modélisation hydrologique	126
5.2	Matières en suspension.....	128
5.3	E. coli	129
5.3.1	Retour sur les hypothèses.....	129
5.3.2	Paramétrage.....	130
5.3.3	Sources de contamination et incertitudes	132
5.3.4	Moyens de mitigation.....	134
CHAPITRE 6	CONCLUSION	136
6.1	Synthèse	136
6.2	Recommandations	137
6.3	Perspectives.....	137
BIBLIOGRAPHIE	139
ANNEXES	145

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1: Parties prenantes dans la gestion des ressources en eau du Québec	5
Tableau 1.2 : Orientations majeures de la Politique nationale de l'eau	6
Tableau 1.3 : Classement prioritaire des problèmes relatifs aux ressources en eau du bassin versant de la rivière du Nord. Tableau tiré du Plan d'action de la zone de gestion intégrée de l'eau d'(Abrinord, 2015a)	7
Tableau 1.4 : Classification de la qualité de l'eau utilisée pour les usages récréatifs	10
Tableau 1.5 : Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada : tableau sommaire	11
Tableau 1.6 : Recommandations pour les concentrations d'indicateurs de matières fécales dans les eaux douces à vocation récréative par d'autres pays ou d'autres organisations	12
Tableau 1.7: Modèles hydrologiques à l'échelle d'un bassin versant	15
Tableau 1.8 : Synthèses des modèles récemment utilisés dans l'étude du transport et devenir d'indicateurs fécaux à l'échelle d'un bassin versant	16
Tableau 2.1 : Valeurs du paramètre CN_2 pour différents types de sol ou d'occupation du sol	25
Tableau 2.2 : Méthode de simulation des réservoirs	34
Tableau 2.3 : Coefficients de Manning pour des différents canaux	36
Tableau 2.4 : Valeurs des variables utilisées en milieu urbain	49
Tableau 2.5 : Constantes cinétiques à 20 °C pour différentes partitions environnementales	54
Tableau 2.6 : Coefficient de régression empirique	55
Tableau 3.1 : Réseaux de distribution d'eau potable desservant le BVLRL	59
Tableau 3.2 : Estimation de la population en 2005	59
Tableau 3.3 : Synthèse des informations d'entrée de modélisation	60
Tableau 3.4 : Informations sur les données topographiques	60
Tableau 3.5 : Caractéristiques des réservoirs avec barrage à forte contenance	62

Tableau 3.6 : Caractéristiques hydrographiques du bassin versant.....	64
Tableau 3.7 : Débits historiques à la station CEHD 040122, rivière du Nord	65
Tableau 3.8 : Crue de la rivière du Nord.....	66
Tableau 3.9 : Informations sur les données d'utilisation du territoire	66
Tableau 3.10 : Distribution de l'utilisation du territoire	67
Tableau 3.11 : Informations sur les données numériques de pédologie.....	68
Tableau 3.12 : Distribution des sols du bassin versant	68
Tableau 3.13 : Classification des sols minéraux du bassin versant du lac Raymond	70
Tableau 3.14 : Caractéristiques des données climatiques	71
Tableau 3.15 : Caractéristiques des stations climatiques de Climat Canada	72
Tableau 3.16 : Description des fichiers d'entrées	74
Tableau 3.17 : Caractéristiques des URH	76
Tableau 3.18 : Informations nécessaires à la simulation de sources de contamination fécale.....	77
Tableau 3.19 : Stations d'épuration en amont du Lac Raymond	78
Tableau 3.20 : Caractérisation de la source de contamination ponctuelle	78
Tableau 3.21 : Caractéristiques des débordements par surverse, Sainte-Agathe-des-Monts.....	80
Tableau 3.22 : Informations sur la simulation d'un effluent de fosse septique	81
Tableau 3.23 : Informations sur la simulation de la faune	82
Tableau 3.24 : Informations sur la simulation des apports en temps sec	83
Tableau 3.25 : Fiche signalétique de la station hydrométrique 040122.....	84
Tableau 3.26 : Période de calibration et de validation	85
Tableau 3.27 : Informations sur la station d'échantillonnage no 4 d'Abrinord	85
Tableau 3.28 : Données mesurées de la contamination fécale de l'eau	87
Tableau 3.29 : Attribution des stations d'échantillonnage 2015 au modèle SWAT	87

Tableau 3.30 : Critères d'évaluation pour un modèle journalier ou mensuel à l'échelle d'un bassin versant	93
Tableau 3.31 : Paramètres utilisés pour l'ajustement du débit.....	94
Tableau 3.32 : Paramétrage initiale pour l'ajustement du débit.....	95
Tableau 3.33 : Paramètres utilisés pour l'ajustement des matières en suspension	96
Tableau 3.34 : Paramétrage initiale pour l'ajustement des sédiments	97
Tableau 3.35 : Paramètres utilisés pour l'ajustement des concentrations d'E. coli	98
Tableau 3.36 : Paramétrage initiale pour l'ajustement des concentrations d'E. coli	98
Tableau 4.1 : Bilan hydrique annuel moyen simulé selon les données climatiques de RNCAN (1955-2013).....	100
Tableau 4.2 : Indicateurs d'ajustement du débit selon les données climatiques	103
Tableau 4.3 : Paramétrage optimal des concentrations de matières en suspension simulées	109
Tableau 4.4 : Paramétrage optimal des concentrations d'E. coli simulées	125
Tableau B.1 : Lacs du bassin versant du lac Raymond modélisés dans SWAT	146
Tableau E.1 : Caractéristiques des sols de la couche 1	149
Tableau E.2 : Caractéristiques des sols de la couche 2	149
Tableau E.3 : Caractéristiques des sols de la couche 3	150
Tableau E.4 : Caractéristiques des sols de la couche 4	150
Tableau G.1 : Débordements par surverse 2015-2016, Régulateur Brissette	152
Tableau G.2 : Débordements par surverse 2015-2016, Station amont pré-traitement.....	153
Tableau G.3 : Débordements par surverse 2015-2016, Station poste de relèvement.....	154
Tableau G.4 : Débordements par surverse 2015-2016, Poste de pompage Rivière du Nord.....	155
Tableau I.1 : Paramètres optimaux suite à la calibration du débit	157

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Cheminement des micro-organismes fécaux vers une eau de surface.....	17
Figure 2.1 : Schéma du cycle de l'eau	22
Figure 2.2: Boucle de commande d'un URH dans SWAT	23
Figure 2.3 : Relation entre le ruissellement et les précipitations selon le numéro de courbe SCS	24
Figure 2.4 : Influence du délai de ruissellement et du temps de concentration sur la fraction ruisselée atteignant le réseau hydrographique.....	27
Figure 2.5 : Nappe libre et nappe captive.....	30
Figure 2.6: Configuration d'un réservoir dans SWAT.....	33
Figure 2.7 : Section transversale d'un canal - Forme trapézoïdale	36
Figure 3.1 : Superposition de données en format matriciel.....	57
Figure 3.2 : Localisation du bassin versant du Lac Raymond	58
Figure 3.3 : Topographie, relief ombré-couleur.....	61
Figure 3.4 : Courbe hypsométrique, bassin versant du lac Raymond	61
Figure 3.5 : Profil en long de la Rivière du Nord, bassin versant du lac Raymond.....	62
Figure 3.6 : Eaux de surface, bassin versant du lac Raymond.....	63
Figure 3.7 : Sous-bassins versant	64
Figure 3.8 : Classification des cours du bassin versant.....	65
Figure 3.9 : Utilisation du territoire	67
Figure 3.10 : Cartographie des classes minéralogiques	69
Figure 3.11 : Pédologie du territoire	69
Figure 3.12 : Plage de disponibilités des données climatiques	71
Figure 3.13 : Moyennes mensuelles de précipitations entre 1995 et 2016. Stations St-Jovite et St- Hippolyte.....	72
Figure 3.14 : Localisation des stations climatiques de Climat Canada.....	73

Figure 3.15 : Numérotation des sous-bassins.....	75
Figure 3.16 : Distribution géographique des URH	76
Figure 3.17 : Localisation des ouvrages de surverses de Sainte-Agathe-des-Monts	79
Figure 3.18 : Emplacement de la station CEHQ no 040122	84
Figure 3.19 : Stations d'échantillonnage du suivi de la qualité de l'eau d'Abrinord (2017)	86
Figure 3.20 : Matières en suspensions mesurées, station d'échantillonnage no 4, rivière du Nord (Abrinord, 2016).....	86
Figure 3.21 : Localisation des stations d'échantillonnage 2015	88
Figure 3.22 : Distribution des échantillons selon les campagnes d'échantillonnage	89
Figure 3.23 : Concentrations d'E. coli de la campagne d'échantillonnage 2015	90
Figure 3.24 : Activité GLUC et transmission mesurées par le ColiMinder (2016)	90
Figure 3.25 : Séparation des hydrogrammes pour l'année 2015. Débit CEHQ 040122.	93
Figure 4.1 : Distribution de l'écoulement souterrain (a) et du débit en rivière (b)	101
Figure 4.2 : Bilan annuel des moyennes mensuelles entre 1985 et 2013	101
Figure 4.3 : Distribution spatiale à l'échelle de sous-bassins de l'évapotranspiration annuelle moyenne (a), du drainage souterrain annuel moyen (b), du ruissellement annuel moyen (c) et du débit en rivière annuel moyen (d).	102
Figure 4.4 : Série chronologique journalière des températures moyennes, des débits mesurés à la station CEHQ 040122 et des débits simulés par le modèle SWAT avec les données climatiques de RNCAN. Rivière du Nord 2011-2013.....	104
Figure 4.5 : Série chronologique journalière des températures moyennes, des débits mesurés à la station CEHQ 040122 et des débits simulés par le modèle SWAT avec les données climatiques de Climat Canada. Rivière du Nord 2014-2016.	104
Figure 4.6: Régressions linéaires entre les débits journaliers mesurés et simulés en période de validation pour les séries de données climatiques respectives RNCAN et Climat Canada ...	105
Figure 4.7 : Analyse de sensibilité des paramètres relatifs au débit	106

Figure 4.8 : Flux de matières en suspension simulé, matières en suspension mesurées (Station no. 4, Abrinord) et débit simulé pour la période de 2014 à 2016. Amont du lac Raymond, sous bassin 161, Rivière du Nord.....	107
Figure 4.9 : Distribution spatiale des exportations moyennes de sédiments.....	108
Figure 4.10 : Analyse de sensibilité des paramètres relatifs aux MES	109
Figure 4.11 : Distribution des concentrations d'E. coli simulées en 2015 et 2016 au lac Raymond pour toutes sources de contamination	110
Figure 4.12 : Courbe de fréquence des concentrations d'E. coli simulées en 2015 et 2016 au lac Raymond pour toutes sources de contamination.....	111
Figure 4.13 : Corrélation des prédictions d'E. coli au lac Raymond et des observations à la plage municipale	111
Figure 4.14 : Série chronologique d'E. coli simulés et des débits simulés au lac Raymond. Toutes sources de contamination	112
Figure 4.15 : Série chronologique d'E. coli simulés et mesurées à la station 1, sous bassin 151, bassin versant du lac Raymond	112
Figure 4.16: Concentrations d'E. coli simulées et observées au lac Raymond en fonction du temps sec ou du temps humide, 2015-2016.....	113
Figure 4.17 : Concentrations d'E. coli simulées en amont et en aval de la municipalité de Sainte-Agathe-des-Monts en fonction du temps sec ou du temps humide, 2015-2016	114
Figure 4.18 : Distribution spatiale à l'échelle de sous-bassins en 2015 des concentrations annuelles d'E. coli simulées (a) et du pourcentage d'occupation urbaine (b).....	115
Figure 4.19 : Concentrations d'E. coli simulées en 2015-2016 au lac Raymond selon le type de contamination fécale	116
Figure 4.20 : Série chronologique d'E. coli simulées et des débits simulés au lac Raymond. Source de contamination : Faune	117
Figure 4.21 : Série chronologique d'E. coli simulées et des débits simulés au lac Raymond. Source de contamination : Fosses septiques.....	117

Figure 4.22 : Série chronologique d'E. coli simulées et des débits simulés au lac Raymond. Source de contamination : Sources en temps sec	118
Figure 4.23 : Série chronologique d'E. coli simulées et des débits simulés au lac Raymond. Source de contamination : Stations d'épuration de Sainte-Agathe-des-Monts.....	118
Figure 4.24 : Série chronologique d'E. coli simulées au lac Raymond pour toutes sources de contamination et activité GLUC moyenne mesurée par le Coliminder à la page municipale de Val-Morin en 2016.	119
Figure 4.25 : Série chronologiques des débordements par surverse à Sainte-Agathe-des-Monts et activité GLUC du ColiMinder mesurée au lac Raymond	120
Figure 4.26 : Distribution des concentrations d'E. coli simulées et de l'activité GLUC du ColiMinder au lac Raymond	120
Figure 4.27 : Concentrations d'E. coli simulées au lac Raymond en fonction des volumes de surverses à Sainte-Agathe-des-Monts	121
Figure 4.28 : Simulations pour les sources en temps sec	122
Figure 4.29 : Simulations pour les sources diffuses.....	122
Figure 4.30 : Relations entre les concentrations d'E. coli mesurées et le débit simulées aux huit stations d'échantillonnage en 2015.	123
Figure 4.31 : Analyse de sensibilité des paramètres relatifs aux concentrations d'E. coli	124
Figure 5.1 : Écoulement dominants dans un bassin versant en réponse aux précipitations.....	128
Figure A.1 : Localisation générale de la zone de gestion intégrée de l'eau d'Abrinord	145
Figure C.1 : Bathymétrie du lac Raymond.....	147
Figure F.1 : Carte de localisation des prises d'eau potable alimentant les réseaux de distribution municipaux et privés pour lesquelles les coordonnées géographiques sont disponibles	151
Figure H.1 : Installation du Coliminder	156

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

BVLR	Bassin versant du lac Raymond
CEHQ	Centre d'expertise hydrique du Québec
GIRE	Gestion intégrée des ressources en eau
GLUC	β -Glucuronidase
IOF	Indicateur d'organismes fécaux
MES	Matières en suspension
MRC	Municipalité régionale de comté
MFU	Modified Fishman unit
PGO	Pratique de gestion optimale
RNCan	Ressources naturelles Canada
SIG	Système d'informations géographiques
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
UFC	Unité formant colonie
URH	Unité de réponse hydrologique

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A – Localisation générale	145
ANNEXE B – Liste des lacs	146
ANNEXE C – Bathymétrie du lac Raymond.....	147
ANNEXE D – Informations sur les données topographiques.....	148
ANNEXE E – Informations détaillées sur les sols.....	149
ANNEXE F – Prises d’eau potable sur la rivière-du-Nord	151
ANNEXE G – Débordements par surverse.....	152
ANNEXE H – Installation du coliminder	156
ANNEXE I – Paramétrage optimal du débit.....	157

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Cadre du travail

1.1.1 Problématique du lac Raymond

Situé dans la région des Laurentides, la municipalité de Val-Morin donne accès à la plage publique du lac Raymond, celui-ci bordé par la piste cyclable du P'tit Train du Nord. Citoyens, cyclistes et touristes ont donc accès à cette étendue d'eau qui constitue un élargissement la rivière du Nord d'une superficie de 70 hectares.

En 2005, l'observation d'une qualité inacceptable de l'eau met en péril l'usage de cette plage. Une pollution caractérisée par une contamination fécale y est donc observée notamment à la suite d'épisodes de pluies (Côté, 2016). Le lac Raymond étant situé sur la rivière du Nord, plusieurs sources de contamination peuvent être impliquées en amont dont la présence d'usines d'épurations d'eaux usées municipales. De ce fait, la station d'épuration de la ville de Sainte-Agathe-des-Monts attire toute l'attention avec ses six ouvrages de surverse situés à moins de 10 km en amont du lac Raymond sur la rivière du Nord. La pollution de la rivière et du lac en question occasionne ainsi la fermeture de la plage à partir de l'été 2007.

La préoccupation des citoyens et des autorités locales sur la qualité de l'eau du lac Raymond et de la rivière du Nord a donc permis d'établir un enjeu socio-environnemental sur la contamination de l'eau. Outre l'utilisation récréative de cette rivière, elle est notamment la source principale d'eau potable pour certaines municipalités qui en sont bordées telles que la ville de Saint-Jérôme desservant plus de 55 000 personnes (MDDELCC, 2017b). L'étude de la qualité de l'eau du lac et de la provenance de la contamination inscrit alors cet enjeu dans un contexte de santé publique. Des campagnes d'échantillonnage supplémentaires ont d'ailleurs été effectuées par la municipalité de Val-Morin afin d'effectuer un suivi de l'évolution de la contamination fécale de l'eau.

Au cœur de cette problématique se trouve également l'Association de Protection de l'environnement du Lac Raymond et de la Rivière du Nord inc. (APELRRIN). Ayant comme mission de « [...] protéger l'environnement du lac Raymond et de la rivière du Nord en misant sur l'élaboration et l'implantation d'une stratégie de restauration durable » (APELRRIN, 2016), cette association est présidée par M. Guy Drouin ing. Ce dernier a d'ailleurs joué un rôle clé dans cette

lutte pour la restauration de l'intégrité du lac Raymond. En 2008, une mise en demeure est déposée contre la ville de Sainte-Agathe-des-Monts en lien avec sa responsabilité de la contamination fécale de la rivière du Nord. Il en résulte que les débordements du trop-plein Brissette constituent la source principale de contamination en amont du lac Raymond. La Cour supérieure du Québec ordonne ainsi en 2009 à la ville Sainte-Agathe-des-Monts de cesser tous déversements d'eaux usées non conformes en vertu de la *Loi sur la qualité de l'environnement* et de réaliser les travaux nécessaires afin de mettre à niveau leur station d'épuration d'eaux usées. Un enregistreur de débordements installé la même année dénombre quatorze surverses en temps sec confirmant ainsi la contamination occasionnée par l'ouvrage de surverse Brissette. Un investissement important est d'ailleurs annoncé par Ottawa et Québec pour atteindre ces conformités dont une contribution de Sainte-Agathe-des-Monts. Des travaux de mise-à-jour ne débutent qu'en 2013 pour se terminer en 2016.

Le suivi de la qualité de l'eau au sein du Lac Raymond de même que dans l'ensemble de la rivière du Nord est donc une priorité pour la municipalité de Val-Morin, pour l'APELRRIN de même que pour ses riverains. Dans le cadre de divers projets de recherche, la collaboration entre Val-Morin et Polytechnique de Montréal permet ainsi de répondre à cette problématique environnementale. D'une part, ce projet de maîtrise présente la modélisation hydrologique du bassin versant du lac Raymond. Ce modèle est ensuite exploité dans le cadre de l'étude du transport et du devenir d'un indicateur de pollution fécale, la bactérie *Escherichia coli* (*E. coli*). D'autre part, l'instrument d'échantillonnage en continu *ColiMinder* est déployé à la plage municipale du lac Raymond depuis août 2016 afin d'analyser la qualité microbiologique de l'eau en temps réel.

1.2 Objectifs

Avec le lac Raymond et son bassin versant comme aire d'étude, ce projet de recherche s'inscrit comme l'une des stratégies de restauration durable dans le cadre de la protection de l'environnement du lac Raymond et de la rivière du Nord. Une meilleure compréhension du comportement hydrologique et bactériologique du bassin versant est ici identifiée comme le but utile cette étude.

1.2.1 Objectif général

- Modéliser le transport et le devenir d'*Escherichia coli* à l'échelle d'un bassin versant.

1.2.2 Objectifs spécifiques

- I. Caractériser le bassin versant du lac Raymond et ses sources de contamination fécale ;
- II. Modéliser le bilan hydrique du bassin versant avec *SWAT* ;
- III. Intégrer un module bactériologique au modèle pour étudier le transport et le devenir d'*E. coli* ;
- IV. Analyser les paramètres sensibles au transport et au devenir d'*E. coli* à l'échelle d'un bassin versant ;
- V. Comparer les estimations d'*E. coli* aux données mesurées par le *ColiMinder* ;
- VI. Étudier la variabilité des données d'entrée du modèle ;
- VII. Analyser le risque de l'impact des différentes sources de contamination fécale ;
- VIII. Établir des moyens de mitigation à la contamination fécale du bassin versant.

1.3 Revue de la littérature

1.3.1 Problématique de qualité de l'eau et cadre réglementaire

Ressources en eau

La gestion des ressources en eau s'inscrit désormais parmi les critères de décisions politico-sociaux tant à l'échelle municipale que nationale. En abondance ou en pénurie, la gestion de l'eau comme ressource naturelle nous oblige à faire face à de nombreux défis qui doivent nécessairement s'inscrire dans un contexte de développement durable afin d'allier les aspects environnementaux, économiques, sociaux et même technologiques. Petrella (1998) présente d'ailleurs l'eau comme un pacte social dans son manifeste de l'eau pour le XXI^e siècle. Six principes y sont énoncés par l'auteur afin de répondre à la crise imminente de l'eau, celle-ci étant surnommé l'« or bleu » : [1] la disponibilité et l'accessibilité de l'eau potable doit être un droit humain universel, indivisible et inaliénable, [2] l'eau est un bien commun, un patrimoine de l'humanité qui ne doit pas être une marchandise, [3] la gouvernance de l'eau relève de la responsabilité publique de l'État, [4] le financement de la gestion de l'eau doit être effectué par la collectivité, [5] le citoyen doit être au centre des décisions et [6] une nouvelle architecture politique mondiale doit faire le jour et empêcher toute guerre de l'eau.

Tel que les énoncés de ce manifeste, la gestion et la protection des ressources en eau sont toujours actualité. À l'automne 2015, un déversement planifié d'eaux usées dans le fleuve Saint-Laurent par la ville de Montréal a provoqué une controverse médiatisée. L'intercepteur sud-est devant être asséché pour divers travaux, quelques milliards de litres d'eaux usées ont dû être déversées sans traitement dans le fleuve. Alors que des rejets au fleuve par surverse sont fréquents, les impacts de cet événement surnommé « *Flushgate* » sur la qualité de l'eau du fleuve a été mitigé. La vulnérabilité des prises d'eau potable en aval du déversement a d'ailleurs été remise en question. Il reste que l'intérêt suscité par cet événement et l'inquiétude de la population envers ses impacts auront permis de réitérer l'importance de la protection de l'environnement, de l'eau et de la santé humaine (Polytechnique, 2015). Avec les investissements importants que nécessitent les infrastructures de la province, leur promotion sera d'ailleurs assurée par les échos du *Flushgate*.

Gestion intégrée

Alors qu'une quantité considérable d'eau douce mondiale se trouve en territoire québécois, une responsabilité sociale de cette ressource naturelle doit être assumée. La notion de *gestion intégrée des ressources en eau* (GIRE) est une approche misant sur la participation de tous les acteurs et usagers de l'eau au sein d'un bassin versant. Ce dernier se définit comme étant un territoire délimité par une ligne de partage des eaux où toutes les ressources hydriques cheminent à un même point nommé l'exutoire. À l'échelle d'un bassin versant, la GIRE transige par différentes parties prenantes. Des organismes, des associations et des autorités sont donc impliqués de près ou de loin dans la gestion des cours d'eau et des lacs au Québec. Le prochain tableau présente une liste non exhaustive de ces entités selon différentes instances.

Tableau 1.1: Parties prenantes dans la gestion des ressources en eau du Québec

Instance	Abréviation	Nom
Gouvernement fédéral	EC	Environnement Canada
	MPO	Pêches et Océans Canada
Gouvernement provincial	MDDELCC	Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques
	CEHQ	Centre d'expertise hydrique du Québec
	CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
	MAMOT	Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire
	MAPAQ	Ministère de l'agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
	MSP	Ministère de Sécurité publique
	MFFP	Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
	MERN	Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles
	MSSS	Ministère de la Santé et des Services sociaux
	MTQ	Ministère des Transports du Québec
	MCE	Ministère du Conseil exécutif
	RSVL	Réseau de surveillance volontaire des lacs
Organisme	ROBVQ	Regroupement des organismes de bassins versants du Québec
	RAPPEL	Regroupement des Associations pour la protection de l'environnement des lacs
	BR	Bande riveraine (FIHOQ)
	AGRCQ	Association des gestionnaires régionaux des cours d'eau du Québec

Il est à noter que le ROBVQ représente 40 organismes de bassins versants (OBV). Également, toutes les municipalités et MRC sont à inclure parmi cette liste de parties prenantes. En plus de représenter leurs citoyens et leurs intérêts, elles sont fréquemment au premier plan des actions concrètes réalisées sur les cours d'eau et les lacs situés sur leur territoire. Les établissements académiques et les instituts de recherche jouent aussi un rôle important par l'entremise de leurs activités en recherche et développement dans plusieurs domaines de la science environnementale. Bien que la multitude d'intervenants présents dans le milieu des ressources en eau puisse être un obstacle dans la gestion de celles-ci, la participation de ces nombreux organismes à différents niveaux décisionnels permet en soi de s'inscrire dans la GIRE.

Politique nationale de l'eau

La législation de l'eau au Québec s'est vue introduite par la Politique nationale de l'eau signée en 2002. Cette politique fait acte d'affirmation envers le peuple que l'eau fait partie intégrante du patrimoine collectif des Québécois. Elle présente aussi diverses mesures afin de répondre à trois enjeux centraux autour des ressources en eau : [1] reconnaître l'eau comme patrimoine collectif des Québécois, [2] assurer la protection de la santé publique et des écosystèmes aquatiques et [3] gérer l'eau de façon intégrée dans une perspective de développement durable (Québec, 2002). Cinq orientations guident ensuite ces enjeux comme axes d'intervention afin de réformer la gestion de l'eau au Québec.

Tableau 1.2 : Orientations majeures de la Politique nationale de l'eau (Québec, 2002)

Orientation 1	Réformer la gouvernance de l'eau : un choix stratégique
Orientation 2	Implanter la gestion intégrée du Saint-Laurent
Orientation 3	Protéger la qualité de l'eau et des écosystèmes aquatiques
Orientation 4	Poursuivre l'assainissement de l'eau et améliorer la gestion des services d'eau
Orientation 5	Favoriser les activités récréotouristiques relatives à l'eau

Néanmoins, ce n'est qu'en 2009 que l'Assemblée nationale adopte la *Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection*. Cette « loi sur l'eau » permet d'ailleurs la mise en œuvre des dispositions de l'Entente sur les ressources en eau durables du bassin des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, signée en 2005 par le Québec, l'Ontario et huit États américains riverains des Grands Lacs (MDDELCC, 2016). Un régime d'autorisation de prélèvements d'eau est également instauré dans le cadre de la protection de la ressource.

Avec cette modernisation de la gouvernance de l'eau, les gestionnaires régionaux peuvent s'inscrire dans la GIRE par l'entremise d'un Plan directeur de l'eau. Étant le premier mandat d'un OBV, le PDE est un document de référence et un outil de planification pour guider la gestion de l'eau. Dans la région impliquée dans ce projet de recherche, l'OBV Abrinord régit actuellement leurs activités grâce à leur second PDE pour 2013-2018. Trois sections y figurent : le portrait, le diagnostic et plan d'action. Le diagnostic a permis d'établir 14 problématiques reliées aux ressources en eau au sein du bassin versant de la Rivière du Nord. Au prochain tableau, ces enjeux sont répertoriés en catégories et un classement d'action prioritaire leur est attribué.

Tableau 1.3 : Classement prioritaire des problèmes relatifs aux ressources en eau du bassin versant de la rivière du Nord. Tableau tiré du Plan d'action de la zone de gestion intégrée de l'eau d'(Abrinord, 2015a)

Catégorie	Problèmes	Priorité*
Qualité de l'eau	Concentration de microorganismes compromettant les usages de l'eau	1
	Concentration de matières en suspension compromettant les usages de l'eau	2
	Concentration de phosphore compromettant les usages de l'eau et eutrophisation accélérée des plans d'eau	1
	Concentration d'azote compromettant les usages de l'eau	2
	Concentration de pesticides compromettant les usages de l'eau	2
	Concentration de métaux lourds ou autres contaminants compromettant les usages de l'eau	2
	Présence de fleurs d'eau de cyanobactéries	1
Quantité d'eau	Fluctuations ou niveaux inadéquats des lacs et des cours d'eau	2
	Disponibilité de l'eau souterraine insuffisante pour soutenir les usages	3
Écosystème	Prolifération d'espèces exotiques envahissantes	3
	Dégradation ou perte de milieux aquatiques, riverains ou humides	1
	Perte de biodiversité	3
Aspects sociaux	Accessibilité et mise en valeur limitées de la ressource eau	3
	Non-application des principes de gestion intégrée	3

**1 = prioritaire, 3 = moins prioritaire*

Besoins futurs et changements climatiques

Avec les changements climatiques et l'augmentation de l'urbanisation faisant pression sur les écosystèmes ainsi que sur les ressources en eau, le défi de protection et de mise en valeur de l'eau au Québec est toujours d'actualité. Le MDDELCC maintient et relance sa participation dans cette lutte avec sa Stratégie québécoise de l'eau 2017-2032. Celle-ci permettra de « [...] fixer le cadre

stratégique qui, au cours des prochaines années, orientera la mise en œuvre de mesures visant à conserver l'eau et les écosystèmes aquatiques, au bénéfice des générations actuelles et futures. » (MDDELCC, 2017c)

À l'échelle mondiale, des études récentes ont analysé les impacts sur les ressources en eau des différents scénarios de changements climatiques. Par exemple, Shen et al. (2014) indique que la disponibilité des ressources en eau pourrait augmenter avec le réchauffement climatique malgré une grande différence de volumes d'eau simulés entre les scénarios ainsi qu'une très faible réduction de la pression exercée sur les ressources mondiales. Par ailleurs, l'augmentation de la population et le développement socio-économique y sont identifiés comme étant les deux enjeux majeurs causant l'augmentation du stress hydrique. Enfin, l'optimisation de l'efficacité des usages de l'eau y est reconnue comme solution durable à appliquer dans la GIRE.

1.3.2 Sources et processus de transport de contamination fécale

***E. coli* : indicateurs d'organismes fécaux (IOF)**

Nonobstant la politisation de cette ressource, la qualité de l'eau est une variable critique dans un contexte de santé publique et ce à travers le monde. Le contrôle de la contamination microbiologique et bactériologique est un défi complexe autant pour l'usage récréatif de l'eau que pour sa protection et sa potabilisation. De source diffuse ou ponctuelle, la contamination fécale figure parmi les types de pollution des eaux de surface. *Escherichia coli* O157:H7 est d'ailleurs l'un des indicateurs d'organismes fécaux (IOF) des plus utilisés pour identifier une contamination. En tant que coliforme thermotolérant, *E. coli* est une bactérie provenant de source humaine ou animale à sang chaud à des concentrations de 10 log UFC/100ml (Edberg et al., 2000). Elle a d'ailleurs été responsable en partie de l'épidémie de Walkerton en Ontario survenue en 2000 suite à la contamination d'un puits d'eau potable par des eaux usées d'une ferme voisine (O'Connor, 2002).

Alors que l'évaluation de la qualité bactériologique d'une eau est essentielle dans le cadre de la gestion et protection des ressources en eau, plusieurs méthodes ont été développées afin de mesurer les concentrations d'*E. coli*. Traditionnellement, la détection de bactérie peut se faire par échantillonnage de l'eau suivi d'une culture bactérienne en dénombrant les colonies formées (UCF/100mL), mais cette technique nécessite plus de 24 heures et s'avère dispendieuse. Plus

récemment, la mesure de l'activité enzymatique a permis d'améliorer le processus. L'enzyme β -D-glucuronidase (GLUC) avec un substrat fluorogène est l'une des analyses utilisées, mais nécessite un temps relativement long soit de 18 à 48 heures (Bukh & Roslev, 2010). Le développement de systèmes de détection rapide a donc été réalisé. Les méthodes d'amplification en chaîne par polymérase (ACP) ont initialement été développées comme technique de détection afin d'obtenir des résultats en moins de 24 heures (Bouvet & Vernozy-Rozand, 2000). Actuellement en essai, le *ColiMinder* permet quant à lui la mesure de paramètres microbiologiques tel que *E. coli* selon un échantillonnage de 30 minutes d'intervalle (Koschelnik et al., 2015; Ryzinska-Paier et al., 2014). Basée également sur l'activité GLUC, cette technologie permet l'analyse d'échantillons d'eau en temps réel selon l'unité modifiée de Fishman (MFU/100mL). D'autres paramètres tels que la turbidité, le pH, et la température peuvent aussi y être mesurés. Néanmoins, il est à noter que cette technique prend en considération les cellules cultivables et de même que les celles non-cultivables.

Sources de contamination fécale

La caractérisation des sources de contamination fécale est nécessaire à la gestion des ressources en eau en termes de protection de la ressource et de santé publique. À l'échelle d'un bassin versant, ces sources peuvent être d'origine ponctuelle ou diffuse. D'une part, les principales sources ponctuelles de contamination fécales sont les débordements d'égouts des réseaux municipaux vers les eaux de surfaces (Madoux-Humery, A.S. et al., 2015). Les eaux de surface étant l'une des principales sources d'eau potable urbaines au Québec, les débordements ou surverses sont également une source de contamination de micropolluants présents dans les eaux usées municipales. Par exemple, on retrouve des produits pharmaceutiques et des perturbateurs endocriniens parmi les micropolluants d'effluents municipaux. Alors que les débordements surviennent principalement lors d'événements de pluies ou de fontes de neige, les concentrations d'*E. coli* sont conséquentes de l'interaction des trois phénomènes : [1] la dilution des eaux usées, [2] la remise en suspension des sédiments dans le réseau d'égouts et [3] le lessivage par le ruissellement en surface (Madoux-Humery, A. S. et al., 2013). Néanmoins, les surverses sont à ce jour des événements complexes et leurs caractéristiques diffèrent entre chaque réseau d'égouts. Les autres sources de contamination ponctuelle sont représentées par les lots d'élevage d'animaux, les fosses septiques ainsi que par les entreposages de fumier (Gagliardi & Karns, 2000).

D'autre part, les sources diffuses ou indirectes de contamination fécale sont généralement le résultat du ruissellement suite à des événements de pluies. Ainsi, le pâturage d'animaux, l'épandage de fumier et la présence de faune présentent un risque de contamination par lessivage. L'impact de ces sources de contamination sont proportionnelles à différents facteurs qui doivent être pris en compte lors de la modélisation microbiologique d'un bassin versant. Ces facteurs se divisent en différentes catégories soit l'utilisation du territoire, les caractéristiques des sols, le climat, la topographie ainsi que le comportement hydrologique du territoire (Coffey et al., 2010).

Enfin, une source indirecte de contamination fécale non négligeable est l'apport d'organismes fécaux par les sédiments en cours d'eau. En période de débit de base (sans apport d'eau ruisselée), une contribution notable d'*E. coli* cultivable et de cellules entérocoques des sédiments du lit de rivière a été démontrée (Pachepsky, Yakov et al., 2017). Il est donc proposé d'intégrer la remise en suspension des sédiments comme source de contamination fécale lorsque des IOF sont utilisés pour évaluer la qualité microbiologique de l'eau.

Règlementation et normes en vigueur

Une classification de la qualité de l'eau en fonction du nombre de coliformes fécaux est utilisée par le MDDELCC afin d'évaluer le risque relié à la santé humaine par rapport à l'usage récréatif d'une eau de surface (Tableau 1.4). Des programmes gouvernementaux tels que Réseau-rivières et Environnement-plage permettent d'ailleurs le suivi de la qualité des eaux récréatives par des campagnes d'échantillonnage.

Tableau 1.4 : Classification de la qualité de l'eau utilisée pour les usages récréatifs (MDDELCC, 2015)

Qualité de l'eau	#UFC/100mL	Explication
Excellente	0-20	Tous les usages récréatifs permis
Bonne	21-100	Tous les usages récréatifs permis
Médiocre	101-200	Tous les usages récréatifs permis
Mauvaise	Plus de 200	Baignade et autres contacts directs avec l'eau compromis
Très mauvaise	Plus de 1 000	Tous les usages récréatifs compromis

Outre la bactérie *E. coli*, d'autres indicateurs de contamination peuvent être utilisés tels que les *Bacteroides* spp., *Clostridium perfringens*, les coliphages à ARN-F+ et les bactériophages infectant le *Bacteroides fragilis*, mais ceux-ci ne figurent pas dans les recommandations au sujet de la qualité

des eaux récréatives au Canada. Il en est de même pour les virus et protozoaires. Des recommandations sur ces derniers sont cependant exigées pour l'eau potable. Le tableau 1.5 présente le sommaire des recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada. En plus d'y retrouver des taux maximaux pour *E. coli* et les entérocoques, des recommandations sur les caractéristiques physiques de l'eau sont présentes de même que pour les cyanobactéries (aussi connues comme des algues bleu-vert).

Tableau 1.5 : Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada : tableau sommaire (Canada, 2012)

Paramètre	Considérations	Recommandation
<i>Escherichia coli</i> (Activités récréatives de contact primaire)	Moyenne géométrique (d'au moins 5 échantillons)	≤ 200 <i>E. coli</i> /100 mL
	Concentration maximale dans un seul échantillon	≤ 400 <i>E. coli</i> /100 mL
Entérocoques (Activités récréatives de contact primaire)	Moyenne géométrique (d'au moins 5 échantillons)	≤ 35 entérocoques/100 mL
	Concentration maximale dans un seul échantillon	≤ 70 entérocoques/100 mL
Microorganismes pathogènes (bactéries, virus, protozoaires)	Analyse requise uniquement lorsque les données épidémiologiques ou autres le justifient	Aucune valeur numérique recommandée
Cyanobactéries	Nombre total de cyanobactéries	$\leq 100\,000$ cellules/mL
Cyanotoxines	Nombre total de microcystines	≤ 20 µg/L
Autres dangers biologiques	Les activités récréatives ne devraient pas être pratiquées dans des eaux où les autorités responsables estiment que la présence d'organismes représente un risque pour la santé et la sécurité des usagers	Aucune valeur numérique recommandée
pH	Pour les eaux utilisées pour des activités récréatives de contact primaire	5,0 à 9,0
Température	Ne doit pas entraîner une hausse ou une baisse sensible de la température corporelle des baigneurs	Aucune valeur numérique recommandée
Dangers chimiques	Les risques associés aux dangers chimiques dépendent des conditions propres au secteur considéré et devront être évalués au cas par cas	Aucune valeur numérique recommandée
Turbidité	Doit être propice à la plupart des usages récréatifs	50 uTN

Tableau 1.5 : Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada : tableau sommaire (Suite)

Limpidité	L'eau doit être suffisamment limpide pour que les usagers puissent estimer la profondeur et apercevoir les dangers sous l'eau	Disque de Secchi visible à une profondeur de 1,2 m
Couleur	Ne doit pas être intense au point de réduire la visibilité dans les eaux de baignade	Aucune valeur numérique recommandée
Huiles et graisses	Ne doivent pas être présentes en concentrations telles qu'elles forment un film visible ou des reflets, colorent la surface ou dégagent une odeur, et forment des dépôts sur les rives ou le fond qui sont visibles ou décelables à l'odeur	Aucune valeur numérique recommandée
Déchets	Les eaux doivent être exemptes de débris flottants et de matières en suspension qui forment des dépôts indésirables	Aucune valeur numérique recommandée

Le gouvernement du Canada propose que « [...] *E. coli* et les entérocoques sont considérés comme les meilleurs indicateurs actuels de ce type de contamination ; toutefois, aucun organisme ne peut à lui seul répondre à l'ensemble des critères qui définissent l'indicateur idéal (Canada, 2012). » Bref, les deux paliers gouvernementaux sont du même avis quant à l'utilisation des eaux récréatives selon un seuil maximal d'*E. coli* à 200 UFC/100ml.

D'autres pays et organisations ont également leurs critères et recommandations quant à la qualité bactériologique des eaux douces à vocation récréative. Le tableau 1.6 présente ces différentes recommandations en fonction d'*E. coli* et des entérocoques comme IOF.

Tableau 1.6 : Recommandations pour les concentrations d'indicateurs de matières fécales dans les eaux douces à vocation récréative par d'autres pays ou d'autres organisations (Canada, 2012)

Pays ou organisation	Indicateur d'eau douce	Paramètres et recommandations	Référence
U.S. EPA	<i>E. coli</i>	Moyenne géométrique de la concentration : 126/100 mL Concentration maximale dans un seul échantillon: 235/100 mL	U.S. EPA, 2002
	Entérocoques	Moyenne géométrique de la concentration : 33/100 mL Concentration maximale dans un seul échantillon ¹ : 62/100 mL	
OMS	Entérocoques intestinaux	95° centile/100 mL : A : ≤40 B : 41-200 C : 201-500 D : > 500	OMS, 2003a
Australie	Entérocoques intestinaux ²	95° centile/100 mL : A : ≤40 B : 41-200 C : 201-500 D : > 500	NHMRC, 2008
Union européenne	Entérocoques intestinaux	95° centile : Excellente : 200/100 mL Bonne : 400/100 mL 90° centile : Acceptable : 330/100 mL	UE, 2006
	<i>E. coli</i>	95° centile : Excellente : 500/100 mL Bonne : 1 000/100 mL 90° centile : Acceptable : 900/100 mL	

¹ Zone de plage désignée (niveau de confiance de 75 %)

² Conseille d'utiliser les recommandations pour les eaux côtières jusqu'à ce qu'un nombre plus important de données sur l'eau douce soient disponibles.

1.3.3 Approche par modélisation hydrologique

Alors que plusieurs modèles hydrologiques ont été développés depuis le XXe siècle afin d'étudier la quantité et la qualité des eaux, le processus de décision en gestion des eaux urbaines et agricoles s'est vu évolué en parallèle. Également utilisés dans plusieurs autres sphères environnementales, les modèles hydrologiques s'inscrivent en tant qu'outil interdisciplinaire. Défini comme étant les bénéfices dérivés de la nature par l'humain, le concept de service écologique ou écosystémique

permet ici d'aborder la dépendance de la vie humaine envers les écosystèmes (Daily, 1997). Avec la croissance de la population mondiale et de l'urbanisation, la demande de l'Homme pour les services écologiques démontre le besoin d'évaluer les impacts environnementaux sur les écosystèmes par l'entremise de modèles. Il en est de même pour les différents scénarios de changements climatiques qui sont modélisés afin d'évaluer leurs impacts sur divers domaines d'activités dépendants d'une ressource naturelle. Par exemple, l'impact des changements climatiques sur le régime hydraulique du bassin versant de la rivière Manicouagan au Québec s'est récemment fait évaluer à l'aide de modèle *SWAT*. Ces simulations se sont traduites par une diminution et un devancement de la crue printanière et par l'augmentation des volumes annuels d'écoulement (Haguma et al., 2015). Ce modèle a ici permis d'établir divers scénarios de production dans le cadre de la gestion hydroélectrique de cette rivière. Néanmoins, plusieurs incertitudes sont relatives aux changements climatiques quant à leurs impacts et leurs moyens de mitigations (Grieneisen & Zhang, 2011), d'où la nécessité de modéliser différents scénarios.

La modélisation hydrologique est largement impliquée en recherche et développement dans plusieurs domaines scientifiques environnementaux. Certains types de modèles sont cependant critiqués pour être surparamétrés et difficiles d'usage étant donné le nombre de processus modélisés et de données nécessaires au paramétrage de ces modèles (Fatichi et al., 2016). Un des défis primaires de la modélisation est donc l'acquisition de données, mais aussi la validation de celles-ci. Au-delà du grand nombre de données possibles à impliquer, les résultats d'une simulation sont conséquents du paramétrage du modèle d'où la nécessité de construire un modèle avec une base de données valide.

D'autre part, la variabilité spatio-temporelle des composantes d'un bassin versant étudié s'impose comme obstacle à la modélisation celui-ci. L'acquisition d'une meilleure compréhension des dynamiques environnementales à l'échelle du bassin versant est aussi déterminante (Clark et al., 2011). Par exemple, l'accumulation et la fonte de neige sur un territoire donné dépendent d'une multitude de processus et sont par conséquent des phénomènes très variables. Plusieurs choix s'offrent donc au modélisateur quant à la représentation voulue des phénomènes environnementaux.

Plusieurs logiciels sont disponibles afin de modéliser le régime hydraulique de rivières ou de bassins versants de différentes superficies. Certains permettent d'ailleurs l'étude de la qualité de

l'eau et/ou du processus d'érosion. Le prochain tableau tiré de Moriasi et al. (2015) présente une synthèse de modèles utilisés à l'échelle d'un bassin versant et leurs différents champs d'études spécifiques.

Tableau 1.7: Modèles hydrologiques à l'échelle d'un bassin versant (Moriassi et al., 2015)

Modèle	Composante	Source
BASINS/HSPF	Hydrologie, fonte de neige, source de polluants, érosion, transport et devenir	(Duda et al., 2012)
KINEROS2/AGWA	Ruissellement, érosion, sédiments	(Goodrich et al., 2012)
MIKE-SHE	Dynamique de surface et souterrain, interception, évapotranspiration, hydraulique fluviale, niveaux d'eau, qualité des eaux de surface et des eaux souterraines	(Jaber & Shukla, 2012)
SWAT	Hydrologie, croissance de plantes, sédiments, nutriments, pesticides, source de polluants	(Arnold, Moriasi, et al., 2012)
WAM	Hydrologie, sédiments, nutriments	(Bottcher et al., 2012)
WARMF	Hydrologie, sédiments, nutriments, miner acide, carbone, bactérie	(Herr & Chen, 2012)
WEPP Watershed	Hydrologie, érosion	(Flanagan et al., 2012)

Transport et devenir de microorganismes d'origine fécale

La présence de micro-organismes dérivés de matières fécales dans une eau de surface indique nécessairement le contact de celle-ci avec une source de contamination fécale. Pour identifier la présence de ces micro-organismes, le recours à des IOF sont utilisés. Malgré la présence de ces derniers dans une eau, ils ne confirment pas tous la présence d'agents pathogènes (Pachepsky, Y. et al., 2016). Ces indicateurs permettent plutôt d'évaluer la qualité d'une eau ainsi que le risque pour la santé publique par l'usage quelconque de cette eau (Cho et al., 2016). Ce sont dès lors les agents pathogènes présents dans une eau qui sont corrélés avec le risque pour la santé. *Cryptosporidium parvum*, *Campylobacter jejuni* et *Escherichia coli* O157:H7 sont parmi ces agents. L'étude du devenir des IOF dans l'eau est donc un enjeu clef dans la protection des ressources en eau. Pour ce faire, la modélisation demeure un outil essentiel pour concrétiser ces études. Une synthèse des modèles récemment utilisés à cet effet est présentée au tableau 1.8. Ces modèles y sont présentés en fonction des différents processus régissant le transport et le devenir de microorganismes fécaux dans un environnement naturel. Ce cheminement est d'ailleurs présenté à la figure 1.1.

Tableau 1.8 : Synthèses des modèles récemment utilisés dans l'étude du transport et devenir d'indicateurs fécaux à l'échelle d'un bassin versant, adapté de Cho et al. (2016)

Processus	Modèle	SWAT (Coffey et al., 2010)	HSPF (Rolle et al., 2012)	WAM (Botcher et al., 2012)	WATFLOOD (Dorner et al., 2006)	SWMM (Gautam et al., 2006)	FRAMES (Whelan et al., 2014)	QMRA-catch (Schijven et al., 2015)	WALRUS (Sterk et al., 2016)
Sol	Source								
	Fumier : Mortalité avec cinétiques 1 ^{er} ordre	X						X	X
	Sol : Mortalité avec cinétiques 1 ^{er} ordre	X	X	X	X		X		
	Partitionnement/ Fraction sorbée	X	X				X		
Ruissellement	Transport dans le sol/ Infiltration	X			X				
	Fraction relâchée du fumier	X		X		X		X	X
	Fraction relâchée du sol	X	X		X		X		
	Écoulement de surface	X	X	X	X	X	X	X	X
Eau	Eau : Mortalité avec cinétiques 1 ^{er} ordre	X	X	X	X		X	X	X
	Survie dans les sédiments	X							
	Sédimentation/ Remise en suspension	X			X				
	Transport en rivière	X	X	X	X	X	X	X	X
	Transport souterrain		X		X			X	

La complexité et la variabilité de ces processus engendrent cependant des incertitudes dans les résultats des modèles. Ayant des objectifs communs, tous les modèles sont néanmoins uniques par la façon dont ils ont été développés, leurs données d'entrées ou leur complexité d'exécution. La modélisation de la qualité microbiologique de l'eau permet ici une meilleure compréhension des processus et des composantes régissant le transport et le devenir d'IOF au sein d'un bassin versant. Par conséquent, un meilleur contrôle de la qualité de l'eau est possible de même qu'une meilleure gestion et développement des normes et réglementations des ressources hydriques. Plusieurs défis restent également à surmonter dans l'échantillonnage et la prise de données afin de réduire les incertitudes associées aux résultats de modélisation (Harmel et al., 2016). Par exemple, les concentrations d'*E. coli* sont soumises à diverses variabilités en échantillonnage telles que les conditions hydrauliques à la prise d'eau, les conditions d'entreposage des échantillons et les intervalles d'échantillonnage.

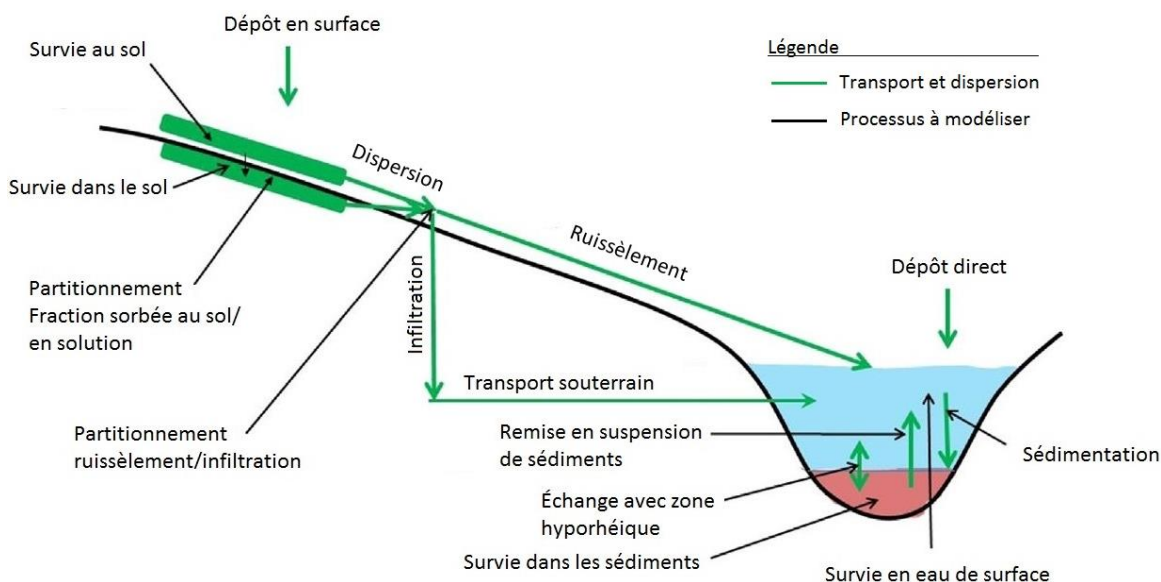


Figure 1.1 : Cheminement des micro-organismes fécaux vers une eau de surface, adapté de Cho et al. (2016)

L'inactivation d'*E. coli* en milieu naturel est également à considérer dans l'étude de son comportement. Bien que de multiples méthodes physico-chimiques soient disponibles pour inactiver la bactérie dans le domaine de l'épuration des eaux, de nombreuses interactions en milieu naturel guident le devenir d'*E. coli*. D'une part, une recherche littéraire a été conduite afin d'évaluer les effets des propriétés des sols et de la température sur la survie d'*E. coli* dans le sol (Park et al., 2016). Des cinétiques d'inactivation à une et deux phases ont été analysées et définies pour différentes combinaisons de paramètres. La température, la consistance du fumier ou des boues, le contenu en eau du sol et la texture des sols y sont ainsi identifiés comme variables contrôlant le nombre de phases de cinétique d'inactivation et le temps de survie. Les taux d'inactivation d'IOF y sont présentés comme étant très sensibles aux conditions de leur milieu. De ce fait, les caractéristiques propres à un bassin versant ont alors des impacts distincts sur la qualité de l'eau telles que les différentes utilisations du territoire, les variabilités saisonnières et les caractéristiques topographiques. Yu et al. (2016) démontrent ultimement que les zones de fortes pentes d'un bassin ainsi que la proximité des cours d'eau de certaines utilisations du sol sont des facteurs ayant une forte influence sur le devenir d'IOF.

Dans une même suite d'idées, les caractéristiques d'un bassin ont été étudiées afin d'évaluer l'impact du ruissellement sur la qualité de l'eau (Paule-Mercado et al., 2016). La modélisation et la prédiction des concentrations de différents IOF dans des régions agricoles, mixtes et urbaines

ont permis de déterminer que la température, les matières solides en suspension et la turbidité sont hautement corrélées avec les concentrations d'IOF. Également, le ruissellement en zone urbaine s'est révélé avoir les plus grands niveaux de contamination fécale due aux activités anthropiques et à l'urbanisation.

D'autre part, la combinaison d'un modèle sur la prédiction d'IOF à l'échelle d'un bassin versant avec un modèle de risque pour la santé humaine de type dose-réponse a été effectuée par Liao et al. (2016). Cette étude a permis d'établir les risques associés aux différentes sources de pollutions fécales présentes au sein du bassin versant en question afin de dresser une liste d'interventions prioritaires. Les débordements d'égouts sanitaires ont ici été associés au plus grand risque pour la santé humaine comparativement aux sources de contamination par l'élevage de bétail, des déchets d'animaux domestiques et de la faune.

L'attachement des bactéries à la phase particulaire vient jouer un rôle essentiel dans le transport et le devenir d'*E. coli*. En effet, il a été démontré par Garzio-Hadzick et al. (2010) que le temps de survie de la bactérie en solution est moindre que lorsqu'elle est attachée à des particules sédimentaires. Cette étude indique également que l'inactivation d'*E. coli* est inversement proportionnelle au taux de carbone organique dans les sédiments et au contenu en particules fines.

Peu importe la source de contamination, le transport d'*E. coli* est alors relié à celui des sédiments. Les processus d'érosion, de déposition et de remise en suspension de sédiments doivent ainsi être compris dans la modélisation du transport et du devenir d'*E. coli*. À l'échelle d'un bassin versant, l'inclusion de la remise en suspension des sédiments avec une fraction d'*E. coli* y étant attachée a été évaluée par Pandey et Soupir (2013). Leur modèle a permis d'obtenir des prédictions de l'ordre de 10^{10} jusqu'à 10^{14} unités formant colonie (UFC/100mL) avec remise en suspension des sédiments comparativement à des prédictions de 10^7 (UFC/100mL) sans ce processus. L'évaluation des concentrations d'*E. coli* au sein des dépôts de sédiments s'impose alors comme principale source d'incertitudes.

Soil & Water Assessment Tool (SWAT)

Développé par le département de l'agriculture des États-Unis (USDA), SWAT est un outil de modélisation de bassin versant impliquant une multitude de données entrantes. Ce modèle a initialement été conçu pour évaluer les impacts de pratiques agricoles et des utilisations du sol sur la qualité de l'eau (Arnold, Moriasi, et al., 2012). Par exemple, Beaudin et al. (2006) ont exploité

ce modèle pour évaluer le fonctionnement hydrologique, le processus d'érosion et la mobilité du phosphore du bassin versant de la rivière aux Brochets au sud-ouest du Québec. Les flux de phosphore occasionnant la prolifération de cyanobactéries ont été identifiés comme problématique de ce bassin. Causée par un ruissellement important et un taux d'érosion élevé, une forte discrimination spatiale dans la distribution des exportations a été mise en évidence par l'entremise de SWAT. D'ailleurs, le paramétrage indépendant des sections amont et aval du bassin versant a été effectué pour la calibration hydraulique du modèle.

Également, les variabilités spatiales et temporelles dans la qualité de l'eau ont été analysées dans des régions agricoles avec un modèle SWAT (Boskidis et al., 2010). La température, le pH, l'oxygène dissous, et la conductivité électrique ont d'ailleurs été mesurés in situ pour calibrer le modèle. Avec huit scénarios de gestion agricole différents, les sources diffuses ont eu la plus grande influence sur les flux d'azote et de phosphore. SWAT s'est ici présenté comme un outil efficace pour simuler des hydrographes et des charges de nutriments.

D'autre part, un modèle bactériologique a été intégré à SWAT afin d'analyser le transport et le devenir de pathogènes au sein de bassins versants, particulièrement les organismes d'origine fécale (Sadeghi & Arnold, 2002). La caractérisation des sources de pollution a été le principal défi à surmonter dans ce type de modélisation. Parajuli (2007) a d'ailleurs établi une méthodologie à cette fin pour des sources diffuses telles que la faune et l'élevage de bétails. L'implantation de bandes végétatives filtrantes s'est avérée la meilleure solution pour réduire les concentrations de bactéries d'origine fécale en simulation.

L'implantation des sources ponctuelles est également possible dans SWAT telle que le rejet d'eaux usées en rivière. Le choix du type de modèle et du pas de temps de simulation est d'ailleurs dépendant des sources de contamination à intégrer selon le types de données disponibles pour leur modélisation.

Enfin, plusieurs incertitudes sont présentes dans la modélisation de pathogènes à l'échelle d'un bassin versant considérant toutes les sources potentielles de contamination et leurs différentes influences sur l'environnement (Coffey et al., 2010).

1.3.4 Résumé

La gestion intégrée des ressources en eau permet une gouvernance participative de cette richesse naturelle et elle s'applique de façon à distribuer le pouvoir décisionnel entre les acteurs d'un même bassin versant. Ce moyen de gérer la ressource s'inscrit d'ailleurs dans la législation de l'eau au Québec comme un aspect clef dans la Politique nationale de l'eau.

L'optimisation de l'efficacité des usages de l'eau est reconnue comme solution durable à appliquer dans la GIRE. La Stratégie québécoise de l'eau 2017-2032 vise également à développer la gestion de cette ressource de façon durable en tenant compte des besoins futurs et des changements climatiques. La mise en valeur et la protection des sources d'eau potables au Québec figurent parmi les orientations et les axes d'interventions de cette stratégie. De ce fait, la modélisation de contaminants afin de mieux comprendre leur comportement dans l'environnement permet d'orienter la mise en place d'actions pour la protection de la ressource. La bactérie *E. coli* est notamment utilisée comme indicateur de contamination fécale. Plusieurs modèles sont disponibles pour effectuer la simulation de contaminants selon les données disponibles, les variables résultantes désirées et le pas de temps de simulation. SWAT permet d'ailleurs d'effectuer la modélisation hydrologique d'un bassin versant et la prédiction de concentrations de contaminants. Différents processus et composantes sont en interaction avec le transport et le devenir d'*E. coli* dans l'environnement tels que le lessivage des sols par ruissellement, la remise en suspension de sédiments et l'inactivation de la bactérie. Afin de réduire les incertitudes associées à la prédiction de cette bactérie, une caractérisation complète et fidèle des sources de contamination fécale est nécessaire.

CHAPITRE 2 THÉORIE

SWAT a été développé afin de prédire l'impact qu'auront la gestion agricole et l'utilisation des sols sur les ressources en eau. Avec la topographie, la pédologie, l'utilisation du sol et les données climatiques comme données d'entrée, ce logiciel incorpore ces informations physiques afin de modéliser les processus environnementaux régissant l'hydrologie, l'exportation de sédiments, la croissance de cultures agricoles ainsi que le transport des nutriments et de bactéries au sein d'un bassin versant. Une multitude de scénarios et de résultats peuvent ainsi être simulés, mais une quantité initiale d'informations en est proportionnellement requise.

La division du bassin versant en sous bassins puis en unités de réponse hydrologique permet d'acquérir une variabilité spatiale hautement appréciable pour la calibration du modèle. Les processus régissant les routines des différentes sphères environnementales ont alors une réponse proportionnelle au paramétrage des URH. Les décisions prises quant aux choix d'équations et de modèles climatiques et hydrologiques disponibles sont également conséquentes de la caractérisation du bassin versant effectuée.

Cette section présente les dynamiques et les interactions utilisés par le modèle SWAT. Il s'agit d'une description détaillée du modèle traduite depuis le guide théorique de Neitsch et al. (2011a). Les équations utilisées y sont d'ailleurs présentées et détaillées pour fin de compréhension. Seuls les processus utilisés au sein du modèle à l'étude sont abordés.

2.1 Hydrologie

2.1.1 Cycle de l'eau

Le module hydrologique dans SWAT se divise en deux composantes : la phase terrestre contrôlant le cycle de l'eau tel que présenté à la figure 3.1 et la phase hydrographique simulant le mouvement de l'eau et des sédiments en rivière. Un bilan masse permet de décrire le cycle hydrologique tout en liant ces deux phases. Cette équation représente la dynamique de l'eau régissant au sein du bassin versant et elle constitue la base du modèle pour la suite des aspects théoriques.

$$SW_i = SW_{i-1} + \sum_{i=1}^t (R_i - Q_{ruis} - E_a - w_{inf} - Q_{gw}) \quad \text{Éq. 2.1 : Bilan hydrologique}$$

Où SW_i : Volume d'eau journalier dans un URH (mm)

R_i : Volume d'eau de précipitations journalier (mm)

Q_{ruis} : Ruissellement (mm)

E_a : Évapotranspiration

w_{inf} : Infiltration (mm)

Q_{gw} : Eau souterraine (mm)

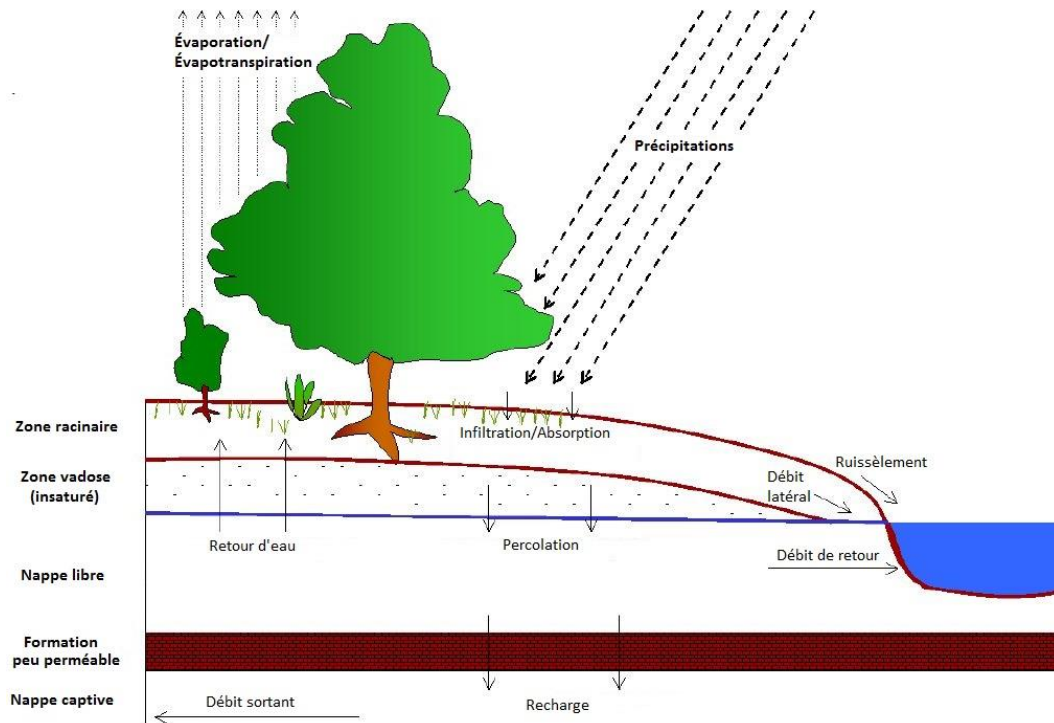


Figure 2.1 : Schéma du cycle de l'eau, traduit de Neitsch et al. (2011a)

Des précipitations orographiques peuvent être prises en compte dans SWAT pour certaines régions du monde où la topographie le permet. Ce type de précipitation est considéré nul dans le bassin à l'étude. Malgré la topographie accidentée de ce-dernier, les effets orographiques sont ici considérés insuffisants pour influencer le cycle hydrologique du bassin. La figure 3.2 présente la séquence décisionnelle du cheminement de l'eau pour un URH. Il est à noter que le bilan masse hydrologique se situe au centre de cette boucle de commande. La présence de neige est d'ailleurs prise en compte dans le modèle.

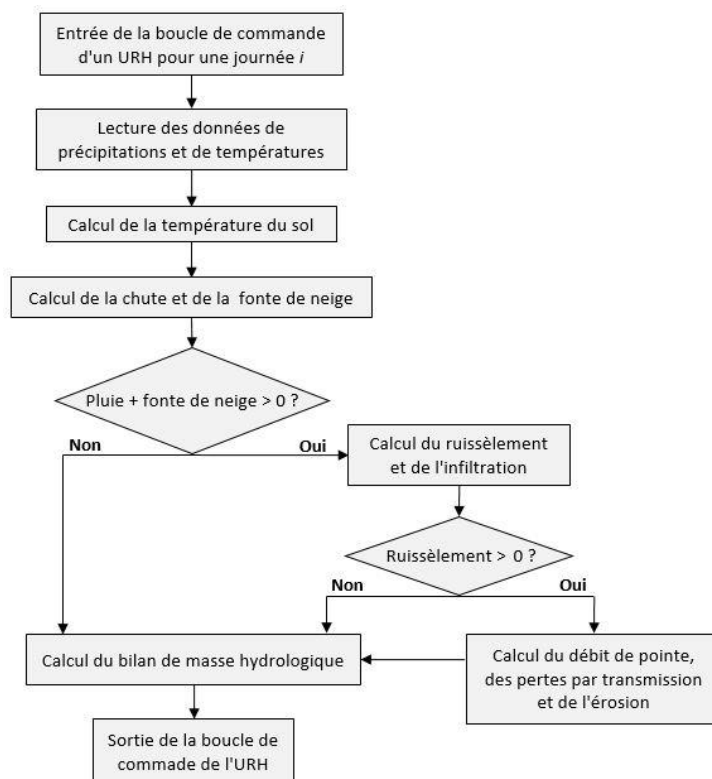


Figure 2.2: Boucle de commande d'un URH dans SWAT, adapté de Neitsch et al. (2011b)

2.1.2 Ruissellement

Le ruissellement est déterminé selon le modèle de pluie nette du *Soil Conservation Service* américain (SCS, 1972). Cette méthode permet d'évaluer le volume de ruissellement en tenant compte des propriétés hydrologiques des sols. Elle est d'ailleurs appropriée pour les simulations d'un pas de temps journalier puisqu'elle détermine le volume de ruissellement pour l'ensemble d'une précipitation et non des valeurs d'infiltrations en fonction du temps (Anctil et al., 2012).

$$Q_{ruis} = \frac{(R_d - I_a)^2}{(R_d - I_a + S)} \quad \text{Éq. 2.2 : Ruissellement - Équation SCS}$$

Où Q_{ruis} : Ruissellement [mm]

I_a : Infiltration initiale $\approx 0.2S$ [mm]

R_d : Précipitations totales d'une journée [mm]

S : Rétention du sol [mm]

L'infiltration initiale est d'ailleurs estimée à 20% de la rétention. Cette dernière est alors définie en fonction des caractéristiques du sol par la méthode du SCS. L'indice de ruissellement ou numéro de courbe CN_2 est utilisée à cette fin. Ce paramètre est directement proportionnel au ruissellement de surface tel qu'illustré à la figure 3.3. Classifiant le potentiel de ruissellement des sols, les groupes hydrologiques permettent de déterminer le paramètre CN_2 . De ce fait, les surfaces pavées ont les valeurs CN_2 les plus élevées étant donné leur imperméabilité importante. Le tableau 3.1 présente les valeurs des paramètres CN_2 en fonction du groupe hydrologique et de l'utilisation du sol.

$$S = 25.4 \left(\frac{1000}{CN_2} - 10 \right) \quad \text{Éq. 2.3 : Rétention du sol}$$

Où S : Rétention d'eau [mm]

CN_2 : Indice de ruissellement (Numéro de courbe SCS)

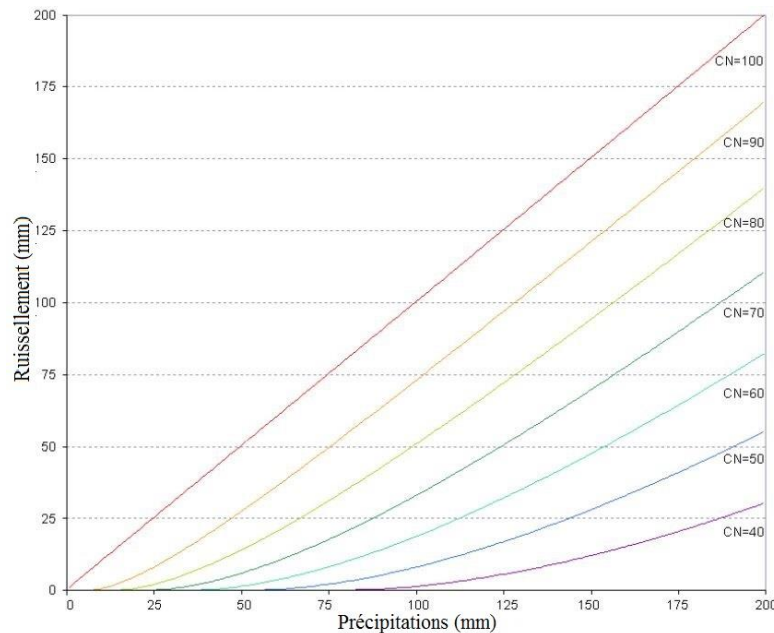


Figure 2.3 : Relation entre le ruissellement et les précipitations selon le numéro de courbe SCS, traduit de Neitsch et al. (2011b)

Tableau 2.1 : Valeurs du paramètre CN_2 pour différents types de sol ou d'occupation du sol, tiré de Anctil et al. (2012)

Description du sol	Groupe de sol			
	A ¹	B ²	C ³	D ⁴
Terres cultivées				
Sans pratique de conservation des sols	72	81	88	91
Avec pratique de conservation des sols	62	71	78	81
Pâtures et prairies				
Pauvre condition	68	79	86	89
Bonne condition	39	61	74	80
Terrains buissonneux (bonne condition)	30	58	71	78
Terres forestières				
Densité faible, peu de matière organique sur le sol	45	66	77	83
Bonne couverture végétale	25	55	70	77
Espaces ouverts, surfaces gazonnées, terrains de golf, cimetières				
Bonnes conditions : plus de 75 % de surface gazonnée	39	61	74	80
Conditions acceptables : entre 50 % et 75 % de surface gazonnée	49	69	79	84
Aires commerciales (imperméables à 85 %)	89	92	94	95
Aires industrielles (imperméables à 70 %)	81	88	91	93
Aires résidentielles				
Lots de 500 m ² (imperméables en moyenne à 65 %)	77	85	90	92
Lots de 1000 m ² (imperméables en moyenne à 38 %)	61	75	83	87
Lots de 2000 m ² (imperméables en moyenne à 25 %)	54	70	80	85
Lots de 4000 m ² (imperméables en moyenne à 20 %)	51	68	79	84
Stationnements, toits et entrées de véhicules (surface pavée)	98	98	98	98
Routes				
Pavées, avec trottoirs et drains pour la pluie	98	98	98	98
Routes de gravier	76	85	89	91
Routes en terre	72	82	87	89

¹Groupe A : Peu de potentiel de ruissellement et infiltration forte. Sol excessivement bien drainé

²Groupe B : Sol avec un taux d'infiltration modéré et bien drainé.

³Groupe C : Sol avec un taux d'infiltration faible et conductivité hydraulique faible.

⁴Groupe D : Grand potentiel de ruissellement et infiltration très faible.

La rétention d'eau est ajustée lorsque la surface du sol est en condition de gel. Ainsi, une partie de la rétention maximale possible en condition normale est utilisée afin de déterminer la rétention d'eau en condition de gel.

$$S' = S_{max} \cdot (1 - \exp[-0.000862 \cdot S]) \quad \text{Éq. 2.4 : Rétention du sol gelé}$$

Où S : Rétention d'eau [mm]

S' : Rétention d'eau en condition de gel [mm]

S_{max} : Rétention d'eau maximale [mm]

Un débit de pointe est ensuite déterminé en fonction du ruissellement. Ce débit permet d'ailleurs d'indiquer le potentiel d'érosion d'un événement de pluie pour estimer les quantités de sédiments transportées. La méthode rationnelle est ici utilisée selon laquelle une pluie d'intensité i permet un ruissellement maximal selon un temps de concentration.

$$q_{pointe} = \frac{C \cdot i \cdot A}{3.6} \quad \text{Éq. 2.5 : Débit de pointe}$$

Où q_{pointe} : Débit de pointe [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$]

C : Coefficient de ruissellement

i : Intensité de pluie [mm h^{-1}]

A : Aire du sous bassin [km^2]

Le coefficient de ruissellement est ici défini comme le rapport entre le ruissellement et la pluie nette d'une précipitation.

$$C_i = Q_{ruis,i} / R_i \quad \text{Éq. 2.6: Coefficient de ruissellement}$$

Où C_i : Coefficient de ruissellement de la journée i

$Q_{ruis,i}$: Ruissellement [mm]

R_i : Volume de pluie [mm]

Le temps de concentration se définit par le temps nécessaire à la contribution totale de la superficie d'un bassin versant au débit sortant lors d'un événement de pluie.

$$t_c = t_q + t_r = \left(\frac{L^{0.4} \cdot n^{0.6}}{285 \cdot p^{0.3}} \right) + \left(\frac{0.62 \cdot L \cdot n^{0.75}}{A^{0.125} \cdot p^{0.375}} \right) \quad \text{Éq. 2.7 : Temps de concentration}$$

Où t_c : Temps de concentration du sous bassin [h]

t_q : Temps de concentration du ruissellement [h]

t_r : Temps de concentration en rivière [h]

L : Longueur du sous bassin [km]

n : Coefficient de Manning

A : Aire du sous bassin [km^2]

p : Pente moyenne [m m^{-1}]

Selon leur superficie, certains bassins versants ont un temps de concentration supérieur à 24 heures. Une fraction du ruissellement atteint donc le réseau hydrographique après un événement de pluie. Un coefficient de délai est inclus dans SWAT afin de transférer le ruissellement accumulé d'une journée à l'autre.

$$Q_{ruis} = (Q'_{ruis} + Q_{acc,i-1}) \cdot \left[1 - \exp\left(\frac{-surlag}{t_c}\right) \right] \quad \text{Éq. 2.8 : Ruissellement différé}$$

- Où Q_{ruis} : Ruissellement atteignant le réseau hydrographique [mm]
 Q'_{ruis} : Ruissellement de surface généré [mm]
 $Q_{acc,i-1}$: Ruissellement différé de la journée précédente [mm]
 $surlag$: Coefficient de délai du ruissellement de surface

La prochaine figure présente l'influence du délai de ruissellement et du temps de concentration sur la fraction ruisselée atteignant le réseau hydrographique. Ainsi, pour un temps de concentration t_c donné, le volume d'eau ruisselé emmagasiné ou différé est inversement proportionnel au coefficient de délai $surlag$.

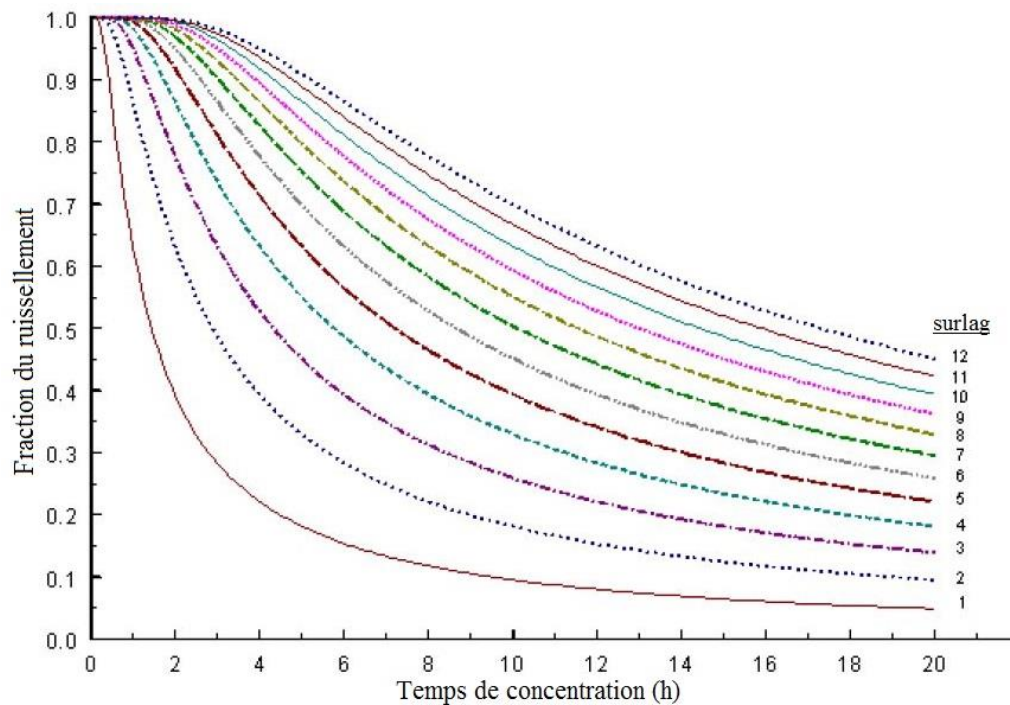


Figure 2.4 : Influence du délai de ruissellement et du temps de concentration sur la fraction ruisselée atteignant le réseau hydrographique, traduit de Neitsch et al. (2011a)

2.1.3 Infiltration et écoulement latéral

Une partie de l'eau ruisselée peut s'infiltrer dans le sol et suivre différents parcours. Elle peut être évaporée ou absorbée par la végétation, mais également recharger les aquifères ou se déplacer latéralement dans le profil du sol et aussi contribuer au débit du réseau hydrographique. De ce fait, la porosité du sol influence le comportement de l'eau dans le sol quant à son emmagasinement et son transport. Le comportement hydraulique du sol est donc dépendant du diamètre des pores qu'il contient. Ceux-ci se classent en trois catégories : les macropores, les mésopores et les micropores.

Les teneurs en sable, en limon et en argile définissent généralement le type de porosité. SWAT prend d'ailleurs en compte la réserve utile en eau disponible pour la végétation puisqu'elle représente la majeure partie de l'eau soutirée du profil du sol (Neitsch et al., 2011a).

$$CC = RU + PF \quad \text{Éq. 2.9 : Réserve utile}$$

Où CC : Capacité au champ [mm mm^{-1}]

RU : Réserve utile [mm mm^{-1}]

PF : Point de flétrissement [mm mm^{-1}]

Alors que la réserve en eau du sol est connue, la capacité au champ est calculée en fonction du point de flétrissement relié au pourcentage d'argile et de la densité du sol.

$$PF = 0.4 \cdot \frac{m_c \cdot \rho_b}{100} \quad \text{Éq. 2.10 : Point de flétrissement}$$

Où m_c : Pourcentage d'argile du sol (%)

ρ_b : Densité apparente du sol [Mg m^{-3}]

L'infiltration d'eau ou la percolation est ensuite déterminée selon l'équation 3.12. Le volume d'eau disponible dans le sol est ici dépendant de la teneur en eau du sol par rapport à la capacité au champ. Il est à noter que l'infiltration est calculée unitairement selon les couches de sol présentes dans un URH. Par ailleurs, aucune eau n'est drainée d'une couche de sol lorsque celle-ci est gelée.

$$\begin{aligned} \Delta V_d &= V - CC & \text{si } \Delta V > CC \\ \Delta V_d &= 0 & \text{si } \Delta V \leq CC \end{aligned} \quad \text{Éq. 2.11 : Volume d'eau drainé}$$

Où ΔV_d : Volume d'eau disponible dans le sol [mm]

V : Teneur en eau du sol [mm]

$$w_{inf} = \Delta V_d \cdot \left[1 - \exp\left(\frac{-\Delta t}{TT_{inf}}\right) \right] \quad \text{Éq. 2.12 : Infiltration}$$

Où w_{inf} : Infiltration [mm]

ΔV_d : Volume d'eau disponible dans le sol [mm]

Δt : Pas de temps de simulation [24h]

TT_{inf} : Temps d'infiltration [h]

$$TT_{inf} = \frac{SAT - CC}{K_{sat}} \quad \text{Éq. 2.13 : Temps d'infiltration}$$

Où SAT : Teneur d'eau à saturation (mm)
 K_{sat} : Conductivité hydraulique du sol [mm h⁻¹]
 CC : Capacité au champ

Un débit latéral est également simulé lorsqu'un sol avec une grande conductivité hydraulique possède une couche imperméable ou semi-perméable à une faible profondeur.

$$Q_{lat} = 0.024 \cdot \left(\frac{2 \cdot \Delta V_d \cdot K_{sat} \cdot S}{\varphi_d \cdot L} \right) \quad \text{Éq. 2.14 : Débit latéral}$$

Où Q_{lat} : Teneur d'eau à saturation [mm]
 ΔV_d : Volume d'eau drainée [mm]
 K_{sat} : Conductivité hydraulique du sol [mm h⁻¹]
 S : Pente
 φ_d : Porosité de drainage [mm/mm]
 L : longueur de pente [m]

Un coefficient de délai peut également être considéré dans le calcul du débit latéral pour les bassins versants ayant un temps de concentration supérieur à 24 heures. Ce coefficient s'intègre au calcul du débit latéral de la même manière que le calcul du ruissellement.

2.1.4 Eaux souterraines

Suite à l'infiltration de l'eau dans le sol, celle-ci se définit alors comme une eau souterraine et se loge dans deux aquifères distincts selon les caractéristiques du sol. Respectivement, la nappe libre et la nappe captive sont les aquifères peu profond et profond notamment présentés à la figure 3.5. Comme l'infiltration présentée à la section précédente, l'écoulement des eaux souterraines est relatif à la conductivité hydraulique et à la porosité du sol. La présence de couche perméable dans le sol n'a pas été identifiée dans la caractérisation de la pédologie du territoire. Alors qu'il est fort probable que de telles couches soient présentes en réalité, une incertitude dans l'évaluation des écoulements souterrains y sont donc associées.

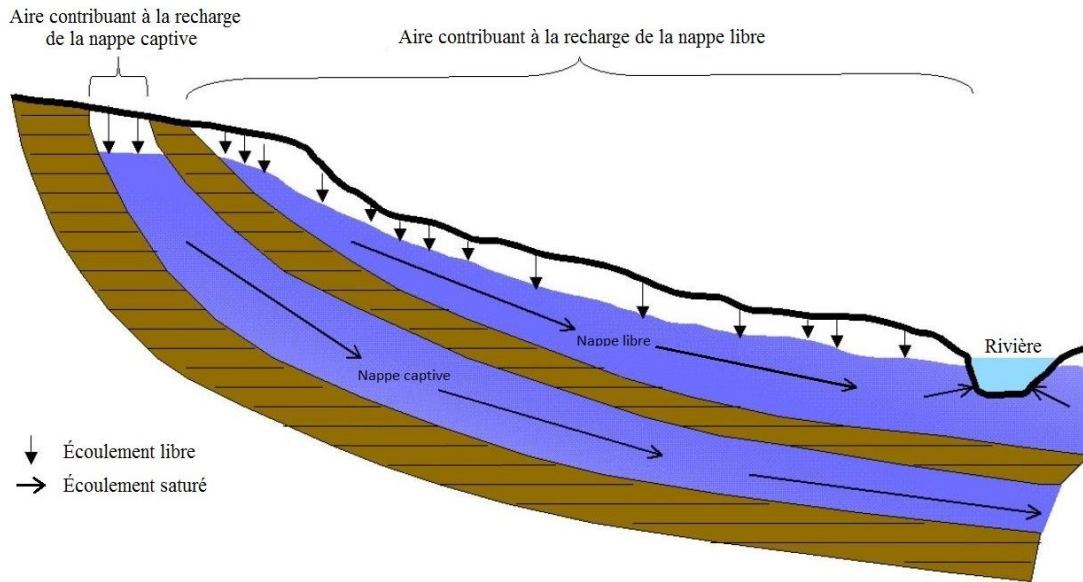


Figure 2.5 : Nappe libre et nappe captive, adapté de Neitsch et al. (2011a)

SWAT simule ces deux nappes au sein d'un sous bassin. Il est ici défini que la nappe libre d'un sous bassin donné contribue au débit du réseau hydrographique alors que la nappe captive correspondante ne contribue qu'à un débit d'un bassin versant subséquent. Un bilan massique permet de contrôler les volumes d'eaux souterraines.

$$NL_i = NL_{i-1} + w_{rchrg} - Q_{gw} - w_{revap} - w_{p,NL} \quad \text{Éq. 2.15 : Bilan de masse de la nappe libre}$$

Où NL_i : Quantité d'eau dans la nappe libre pour la journée i [mm]

w_{rchrg} : Apport en eau de recharge [mm]

Q_{gw} : Débit d'eau souterraine [mm]

w_{revap} : Demande en eau vers les zones non saturées [mm]

$w_{p,NL}$: Eau pompée depuis la nappe libre si existant [mm]

La recharge des nappes est effectuée par le biais de la demande en eau vers les zones non saturées du sol. Un délai de drainage y est imposé pour prendre en compte le temps réponse du sol. Cette variable est d'ailleurs estimée et ajustée lors de la calibration du modèle puisqu'elle ne peut être mesurée.

$$w_{rchrg,i} = (1 - \exp[-1/\delta_{gw}]) \cdot w_{ns} + \exp[-1/\delta_{gw}] \cdot w_{rchrg,i-1} \quad \text{Éq. 2.16 : Recharge de l'eau souterraine}$$

- Où w_{rchr} : Eau de recharge de la nappe pour la journée i [mm]
 δ_{gw} : Délai de drainage des formations géologiques (GW_DELAY) [d]
 w_{ns} : Demande en eau vers les zones non saturées [mm]

Le débit de base ou débit souterrain permet de réguler la contribution de la nappe libre au réseau hydrographique. Ce débit est défini à l'équation 3.17 et régit en réseau selon l'équation 3.18.

$$Q_{gw} = \frac{8000 \cdot K_{sat}}{L_{gw}^2} \cdot h_n \quad \text{Éq. 2.17: Débit de base}$$

- Où Q_{gw} : Débit de base [mm]
 K_{sat} : Conductivité hydraulique du sol [mm h^{-1}]
 L_{gw} : Distance du réseau souterrain jusqu'en rivière [m]
 h_n : Hauteur d'eau de la nappe [m]

$$Q_{gw,i} = Q_{gw,i-1} \cdot \exp[-\alpha_{gw} \cdot \Delta t] + w_{rchr} \cdot (1 - \exp[-\alpha_{gw} \cdot \Delta t]) \quad \text{Éq. 2.18 : Débit de base}$$

$$Q_{gw,i} = 0 \quad \text{si } NL_i \leq GWQMN$$

- Où $Q_{gw,i}$: Débit d'eau souterraine pour la journée i [mm]
 α_{gw} : Constante de régression du débit de base (ALPHA_BF) [d]
 Δt : Pas de temps de simulation [d]
 w_{rchr} : Eau de recharge de la nappe pour la journée i [mm]
 NL_i : Quantité d'eau dans la nappe libre pour la journée i [mm]
 $GWQMN$: Niveau seuil d'eau de la nappe libre pour un débit de débit nul [m]

$$h_i = h_{i-1} \cdot \exp[-\alpha_{gw} \cdot \Delta t] + \frac{w_{rchr} \cdot (1 - \exp[-\alpha_{gw} \cdot \Delta t])}{800 \cdot \mu \cdot \alpha_{gw}} \quad \text{Éq. 2.19 : Hauteur d'eau souterraine}$$

- Où h_i : Hauteur d'eau souterraine pour la journée i (mm)
 α_{gw} : Constante de régression du débit de base [d] (ALPHA_BF)
 Δt : Pas de temps de simulation
 μ : Rendement spécifique de la nappe libre [m m^{-1}]

La quantité d'eau dans la nappe captive est contrôlée par un bilan de masse. L'apport en eau depuis la nappe libre est ici partitionné à l'aide d'un coefficient de percolation aussi utilisé en calibration.

$$NC_i = NC_{i-1} + w_{NC} - w_{p,NC} \quad \text{Éq. 2.20 : Bilan de masse de la nappe captive}$$

Où NC_i : Quantité d'eau dans la nappe captive pour la journée i [mm]
 w_{NL} : Apport en eau de recharge depuis la nappe libre [mm]
 $w_{p,NC}$: Eau pompée depuis la nappe captive si existant [mm]

$$w_{NC} = \beta_p \cdot w_{rchr} \quad \text{Éq. 2.21 : Partitionnement entre les nappes}$$

Où w_{NL} : Recharge de la nappe captive depuis la nappe libre (mm)
 β_p : Coefficient de percolation (RCHRG_DP)
 w_{rchr} : Recharge en eau souterraine [mm]

Une demande en eau de la couche supérieure du sol peut être provoquée en période de sécheresse. L'eau souterraine se voit alors diffusée vers le haut entre la frange capillaire des zones saturées et non-saturées. Le terme « *revap* » est utilisé par SWAT pour définir ce phénomène.

$$\begin{aligned} w_{revap} &= \beta_{revap} \cdot E_0 = w_{revap,max} & \text{si } NL_i \geq (R_{min} + w_{revap,max}) & \quad \text{Éq. 2.22 :} \\ w_{revap} &= w_{revap,max} - R_{min} & \text{si } R_{min} < NL_i < (R_{min} + w_{revap,max}) & \quad \text{Remontée} \\ w_{revap} &= 0 & \text{si } NL_i \leq R_{min} & \quad \text{capillaire} \end{aligned}$$

Où β_{revap} : Coefficient
 E_0 : Potentiel d'évapotranspiration [mm]
 NL_i : Quantité d'eau dans la nappe libre pour la journée i [mm]
 R_{min} : Niveau d'eau minimum de la nappe libre permettant la remontée capillaire (REVAPMIN) [mm]

2.1.5 Lacs et réservoirs

Les réservoirs sont définis dans SWAT comme étant des étendues d'eau situées au fil des cours d'eau. Dans le bassin versant à l'étude, les lacs ayant des barrages à leur exutoire sont définis en tant que réservoir dû à leur contrôle par déversoir. Toutes autres étendues d'eau n'ayant pas de barrage et n'étant pas situés sur un cours d'eau implémenté dans le modèle sont définies en tant que lac.

$$V_i = V_{i-1} + (V_{entrée} - V_{sortie}) + V_{pcp} - V_{évapo} - V_{infil} \quad \text{Éq. 2.23 : Bilan massique d'un lac}$$

Où V_i : Volume d'un réservoir à la journée i [m³]
 $V_{entrée}$: Volume quotidien entrée dans un réservoir depuis un ou plusieurs cours d'eau [m³]

V_{sortie} : Volume quotidien sortie d'un réservoir à son exutoire [m^3]

V_{pcp} : Volume quotidien entrée dans un réservoir par les précipitations [m^3]

$V_{évapo}$: Volume quotidien sortie d'un réservoir par évaporation [m^3]

V_{infil} : Volume quotidien sortie d'un réservoir par infiltration [m^3]

$$V_{pcp} = 10 \cdot R_d \cdot SA$$

Éq. 2.24 : Volume de précipitations

Où R_d : Précipitation quotidienne (mm)

SA : Surface du réservoir [ha]

$$V_{évapo} = 10 \cdot \eta \cdot E_o \cdot SA$$

Éq. 2.25 : Évaporation d'un lac

Où η : Coefficient d'évaporation = 0,6

E_o : Potentiel d'évapotranspiration [mm]

$$V_{infil} = 240 \cdot K_{sat} \cdot SA$$

Éq. 2.26 : Infiltration au fond d'un lac

Où K_{sat} : Conductivité hydraulique effective au fond du réservoir [$mm\ h^{-1}$]

La configuration d'un réservoir permet la gestion de son volume selon les niveaux d'opération et de leurs déversoirs respectifs. Le volume de sortie V_{sortie} est calculé en fonction de la méthode de gestion des réservoirs. La variable *IRESCO* permet de différencier les quatre méthodes disponibles.

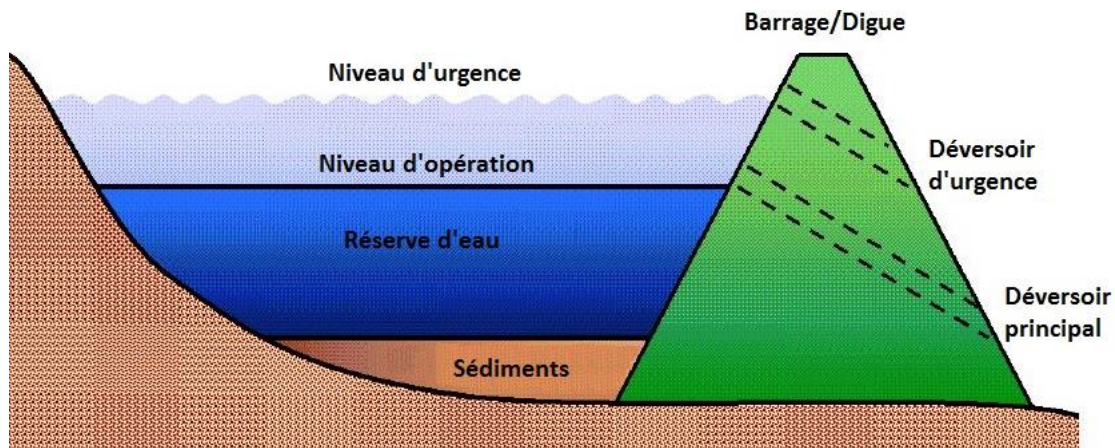


Figure 2.6: Configuration d'un réservoir dans SWAT, traduit de Neitsch et al. (2011a)

Dans le bassin versant à l'étude, les réservoirs sont munis de barrages à déversoir libre. Ces seuils permettent un contrôle indirect du niveau et du débit sortant des réservoirs. La gestion de ceux-ci étant seulement dictée par ces ouvrages, la méthode *IRESCO*=0 pour un réservoir non contrôlé est choisie. Cette option requiert alors un niveau d'opération pour être valide dans le modèle. Les

autres méthodes sont écartées puisqu'elles nécessitent des débits de sortie mesurés ou la présence de vannes aux déversoirs.

Tableau 2.2 : Méthode de simulation des réservoirs

<i>IRESCO</i>	Méthode
0	Réservoir non contrôlé
1	Débit de sortie mensuel mesuré
2	Réservoir contrôlé selon un volume d'emmagasinement
3	Débit de sortie quotidien mesuré

Étant d'envergure faible, les barrages n'ont pas de déversoir d'urgence tel qu'illustré à la figure 3.6. Afin de respecter les critères des volumes de sortie, les variables du volume d'urgence V_{urg} et de la surface d'urgence SA_{urg} sont surestimées au point où il serait impossible à atteindre. De ce fait, le débit de sortie journalier d'un réservoir varie proportionnellement à ses apports et à son volume des journées précédentes. Le niveau d'opération est associé à un volume d'opération lequel permet de déterminer ledit débit de sortie.

$$\begin{aligned}
 V_{sortie} &= V_0 - V_p & \text{si } V_0 - V_p < Q_{dd} \cdot 86\,400 & \quad \text{Éq. 2.27 : Volume sortant d'un} \\
 V_{sortie} &= Q_{dd} \cdot 86\,400 & \text{si } V_0 - V_p > Q_{dd} \cdot 86\,400 & \quad \text{réservoir}
 \end{aligned}$$

Où V_p : Volume d'eau au niveau d'opération [m^3]
 Q_{dd} : Débit sortant maximal d'un réservoir [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$]

Les niveaux et volumes d'eau des réservoirs ne sont pas calibrés dans ce modèle. Ces variables sont toutefois des aspects déterminants dans l'évaluation du comportement hydrologique du bassin versant à l'étude. Elles sont néanmoins prises en compte dans le paramétrage du modèle.

2.1.6 Caractéristiques d'écoulement

Les théories de l'hydraulique fluviale dictent ici les caractéristiques de l'écoulement de l'eau au sein du bassin versant. La méthode du coefficient de stockage variable (VSC) développée par Williams (1969) est utilisée. Les routines de stockage d'eau sont calculées selon un coefficient de stockage CS adimensionnel. Ce paramètre est évalué itérativement à chaque pas de temps en fonction des caractéristiques du canal et de l'écoulement.

Pour un segment de canal et un pas de temps donné, le volume d'eau emmagasiné est contrôlé par une équation de continuité représentée par la différence entre les volumes entrant et sortant. Cette équation est réécrite sous une forme étendue.

$$V_{in} - V_{out} = \Delta V_{stock} \quad \text{Éq. 2.28 : Équation de continuité}$$

$$\Delta t \cdot \left(\frac{Q_{in,1} + Q_{in,i-1}}{2} \right) - \Delta t \cdot \left(\frac{Q_{out,1} + Q_{out,i-1}}{2} \right) = V_{in,i} - V_{out,i-1}$$

Un coefficient de stockage est ensuite déterminé pour chaque segment du réseau par l'entremise de l'équation de continuité. Ce paramètre adimensionnel permet d'ajuster le cheminement de l'eau en fonction du volume stocké et du pas temps de simulation. Le volume sortant d'un segment du réseau est ensuite évalué avec le coefficient de stockage.

$$CS = \frac{2 \cdot \Delta t}{2 \cdot \frac{V_{stock,i}}{Q_{sortant,i}} + \Delta t} \quad \text{Éq. 2.29 : Coefficient de stockage}$$

Où CS : Coefficient de stockage

Δt : Pas de temps [s]

$V_{stock,i}$: Volume stocké [m³]

$Q_{sortant,i}$: Débit sortant [m³ s⁻¹]

$$V_{sortant,i} = CS \cdot (V_{entrant,i} + V_{stock,i-1}) \quad \text{Éq. 2.30 : Volume sortant}$$

Où $V_{sortant,i}$: Volume sortant [m³]

CS : Coefficient de stockage

$V_{entrant,i}$: Volume entrant [m³]

$V_{stock,i}$: Volume stocké [m³]

De plus, l'évaluation des caractéristiques d'écoulement s'élabore selon l'équation de Manning pour un écoulement uniforme selon le pas de temps de simulation choisi.

$$q_{ch} = \frac{A_{ch} \cdot R_{ch}^{2/3} \cdot S_{ch}^{1/2}}{n} \quad \text{Éq. 2.31 : Équation de Manning}$$

Où q_{ch} : Débit d'un canal ch [m³/s]

A_{ch} : Aire de la section transversal du canal [m²]

R_{ch} : Rayon hydraulique du canal [m]

S_{ch} : Pente longitudinale du canal [m m⁻¹]

n : Coefficient de Manning

D'une part, les coefficients de Manning sont prédéfinis selon le type de canal tel que présenté au tableau 3.3. Il est possible d'attribuer une valeur différente pour chaque canal du réseau hydrographique. Ainsi, deux coefficients de rugosité distincts pour le canal principal et pour les canaux secondaires sont définis. Ceux-ci sont d'ailleurs inclus dans les paramètres lors de la calibration du débit. Notamment, un coefficient supplémentaire est aussi défini pour les plaines inondables lors de crues importantes.

Tableau 2.3 : Coefficients de Manning pour des différents canaux, tiré de (Arnold, Kiniry, et al., 2012)

Caractéristiques du canal	Moyenne	Plage
Excavé ou dragué		
Terre, droit et uniforme	0.025	0.016-0.033
Terre, sinueux et stagnant	0.035	0.023-0.050
Non entretenu, herbes et résidus	0.075	0.040-0.140
Réseau naturel		
Peu d'arbres, rocs et résidus	0.050	0.025-0.065
Billots et résidus	0.100	0.050-0.150

D'autre part, la section du canal principal et de ses tributaires sont de formes trapézoïdales avec des pentes latérales de 2:1. Chaque canal se distingue alors par sa largeur ainsi que par sa longueur et sa pente longitudinale. Une section supplémentaire est prévue pour les plaines inondables. Elle est également de forme trapézoïdale avec une largeur de $5L$ et une pente latérale de 4:1.

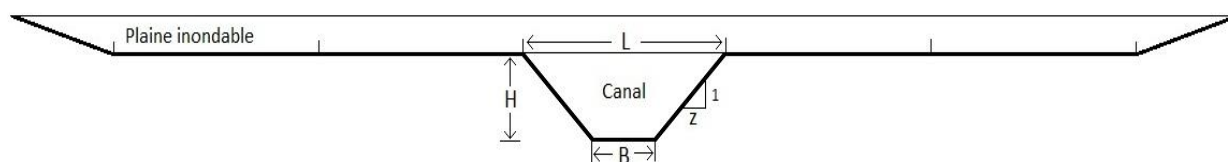


Figure 2.7 : Section transversale d'un canal - Forme trapézoïdale

La hauteur d'eau au sein d'un canal est évaluée de à partir de calculs géométriques de la section mouillée correspondante. Une fois cette hauteur déterminée, le rayon hydraulique et le périmètre mouillé peuvent être déterminés et l'équation de Manning peut être résolue.

$$H_{ch} = \sqrt{\frac{A_{ch}}{z_{ch}} + \left(\frac{B_{ch}}{2z_{ch}}\right)^2} - \frac{B_{ch}}{2z_{ch}} \quad \text{Éq. 2.32 : Hauteur d'eau}$$

Où H_{ch} : Hauteur d'eau d'un canal [m]

A_{ch} : Aire de la section transversale du canal [m²]

z_{ch} : Ratio de pente du canal

B_{ch} : Largeur au fond du canal [m]

Les pertes par transmission sont relatives au type de sol. Par conséquent, les groupes hydrologiques des sols ayant un faible potentiel de ruissellement possèdent un haut taux de transmission de l'eau infiltrée tels que les groupes A et B (MDDELCC, 2014b). Ces pertes sont faibles, mais non négligeables. Elles sont donc incluses dans le paramétrage du modèle par le biais de la conductivité hydraulique des lits de rivières.

$$t_{loss} = K_{ch} \cdot TT \cdot P_{ch} \cdot L_{ch} \quad \text{Éq. 2.33 : Perte par transmission d'un canal}$$

Où t_{loss} : Pertes par transmission du canal [m³]

K_{ch} : Conductivité hydraulique [mm h⁻¹]

TT : Temps de parcours de l'eau [h]

P_{ch} : Périmètre mouillé [m²]

L_{ch} : Longueur du canal [km]

Un volume d'eau mis en banque est ensuite déterminé. En d'autres termes, cette eau est retirée temporairement du canal afin de contribuer ultérieurement au débit d'un canal ou aux zones non saturées du sol.

$$B = t_{loss} \cdot (1 - fr_{trns}) \quad \text{Éq. 2.34 : Stockage d'eau depuis un canal}$$

Où B : Quantité d'eau mise en banque [m³]

t_{loss} : Perte par transmission du canal [m³]

fr_{trns} : Partitionnement des pertes par transmission vers la nappe captive (TRNSRCH)

$$V_B = B \cdot (1 - \exp[-\alpha_B]) \quad \text{Éq. 2.35 : Stockage d'eau depuis un canal}$$

Où V_B : Volume d'eau entrant du canal depuis la banque de stockage [m³]

B : Quantité d'eau mise en banque [m³]

α_B : Coefficient de régression

Les pertes par évaporation sont également évaluées puisqu'elles sont non négligeables. Un bilan de masse permet ensuite d'évaluer le volume d'eau d'un canal pour un pas de temps donné.

$$E_{ch} = C_{ev} \cdot E_0 \cdot L_{ch} \cdot W \cdot fr_{\Delta t} \quad \text{Éq. 2.36 : Évaporation d'un canal}$$

Où E_{ch} : Évaporation du canal [m³]

C_{ev} : Facteur d'ajustement de l'évaporation du canal (EVRCH)

E_0 : Potentiel d'évapotranspiration [mm]

L_{ch} : Longueur du canal [km]

W : Largeur du canal en surface [m]

$fr_{\Delta t}$: Fraction du temps parcouru sur le pas de temps de simulation

$$V_i = V_{i-1} + V_{in} - V_{out} - tloss - B + V_b \quad \text{Éq. 2.37 : Bilan hydrique d'un canal}$$

Où V_i : Volume d'eau présent dans un canal à la journée i [m³]

V_{in} et V_{out} : Volume d'eau entrant et sortant du canal [m³]

$tloss$: Perte par transmission du canal [m³]

E_{ch} : Évaporation du canal [m³]

V_b : Volume d'eau ajouté depuis la banque de stockage [m³]

2.2 Climat

2.2.1 Évapotranspiration

L'évapotranspiration se traduit ici par la perte d'eau d'un bassin versant vers l'atmosphère. Ce processus inclue la transpiration, la sublimation ainsi que l'évaporation depuis diverses partitions environnementales influencées par le climat et les caractéristiques propres à la région étudiée. Alors qu'une importante fraction de l'eau de précipitation est évapotranspirée, l'estimation de celle-ci est alors critique dans l'évaluation des ressources en eau.

SWAT suggère trois types de méthodes pour calculer l'évapotranspiration potentielle : Penman-Monteith, Priestley-Taylor et Hargreaves. Celles-ci peuvent prendre en compte jusqu'à quatre types de données climatiques : la température de l'air, le vent, l'humidité relative et le rayonnement solaire. La méthode choisie est la celle de Hargreaves (1985) étant donné qu'elle utilise seulement la température de l'air comme paramètre de calcul. Alors que l'évapotranspiration réelle se distingue par rapport à l'évapotranspiration potentielle (Ancil et al., 2012), cette dernière est évaluée de prime abord. La transpiration, la sublimation et l'évaporation sont ensuite calculées en fonction du climat.

$$\lambda E_0 = 0.0023 \cdot H_0 \cdot \sqrt{(T_{max,i} - T_{min,i})} \cdot (\bar{T}_i + 17.8) \quad \text{Éq. 2.38 : Évapotranspiration potentielle}$$

Où λ : Énergie de vaporisation [MJ kg^{-1}]
 E_0 : Évapotranspiration potentielle [mm d^{-1}]
 H_0 : Rayonnement solaire extraterrestre [$\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$]
 $T_{max,i}$: Température maximale quotidienne [$^{\circ}\text{C}$]
 $T_{min,i}$: Température minimale quotidienne [$^{\circ}\text{C}$]
 \bar{T}_i : Température moyenne quotidienne [$^{\circ}\text{C}$]

$$E_R = E_0 = E_{CV} = R_{CV,i-1} - R_{CV,i} \quad \text{si } E_0 \leq R_{CV} \quad \text{Éq. 2.39 : Évaporation}$$

$$E_{CV} = R_{CV,i-1} ; \quad R_{CV,i} = 0 \quad \text{si } E_0 > R_{CV}$$

Où E_R : Évapotranspiration réelle [mm]
 E_0 : Évapotranspiration potentielle [mm]
 E_{CV} : Évaporation du couvert végétal [mm]
 $R_{CV,i}$: Quantité d'eau libre contenue dans le couvert végétal [mm]

L'évaporation est ici déterminée en fonction de la quantité d'eau présente dans le couvert végétal par rapport au potentiel d'évapotranspiration. La transpiration est quant à elle déterminée selon le type de couvert végétal représenté par l'indice foliaire.

$$E_t = \frac{E'_0 \cdot I_F}{3} \quad \text{si } 0 \leq I_F \leq 3 \quad \text{Éq. 2.40 : Transpiration}$$

$$E_t = E'_0 \quad \text{si } I_F > 3$$

Où E_t : Transpiration [mm]
 I_F : Indice foliaire
 E'_0 : Évapotranspiration potentielle ajustée selon l'évaporation du couvert végétal

La sublimation est également influencée par le couvert végétal, mais par l'entremise de l'ombrage produit. L'indice de couverture du sol permet de considérer cet impact. Il est fixé à 0.5 si la quantité de neige au sol est supérieure 0.5 mm d'eau.

$$E_s = E'_0 \cdot cov_{sol} \quad \text{Éq. 2.41 : Évaporation maximale du sol}$$

Où E_s : Évaporation/sublimation maximale du sol [mm]
 E'_0 : Évapotranspiration potentielle ajustée selon l'évaporation du couvert végétal

cov_{sol} : Indice de couverture du sol

$$cov_{sol} = \exp(-5 \times 10^{-5} \cdot CV) \quad \text{Éq. 2.42 : Indice de la couverture du sol}$$

CV est la biomasse en surface du sol [Kg ha^{-1}]. La quantité maximale de sublimation du sol est ensuite ajustée selon son minimum possible.

$$E'_s = \min \left[E_s ; \frac{E_s}{1 + cov_{sol}} \right] \quad \text{Éq. 2.43 : Sublimation maximale du sol}$$

Où E'_s : Évaporation/sublimation maximale ajustée [mm]

E_s : Évaporation/sublimation maximale [mm]

cov_{sol} : Indice de couverture du sol

Avec la quantité maximale d'évaporation du sol déterminée, une partie de l'eau contenu dans le couvert de neige est sublimée en fonction dans la quantité initialement présente.

$$E_{sub} = E'_s = SNO_{i-1} - SNO_i, \quad E''_s = 0 \quad \text{si } E'_s \leq SNO_i \quad \text{Éq. 2.44 : Sublimation avec}$$

$$E_{sub} = SNO_{i-1}, \quad E''_s = E'_s - E_{sub} \quad \text{si } E'_s > SNO_i \quad \text{présence de neige}$$

Où E_{sub} : Sublimation [mm]

E'_s : Évaporation/sublimation maximale ajustée [mm]

SNO_i : Quantité d'eau présente dans le couvert de neige [mm]

E''_s : Évaporation maximale du sol [mm]

L'évaporation interne du sol se calcule d'ailleurs selon la profondeur. Chaque couche de sol interagit avec les couches adjacentes.

$$E_{sol,z} = E''_s \cdot \frac{z}{z + \exp(2.374 - 0.00713 \cdot z)} \quad \text{Éq. 2.45: Évaporation selon la profondeur du sol}$$

Où E''_s : Évaporation/sublimation du sol maximale [mm]

z : Profondeur du sol [mm]

$$E_{sol,z} = E_{sol,z-1} - E_{sol,z+1} \cdot esco \quad \text{Éq. 2.46 : Évaporation du sol}$$

Où $E_{sol,z}$: Demande d'évaporation du sol à la profondeur z [mm]

$esco$: Coefficient d'ajustement de l'évaporation pour la profondeur

2.2.2 Température

Outre les données de précipitations, la température de l'air est la seule autre donnée climatique nécessaire au modèle. Cette information est ici utilisée pour déterminer la température du sol avec une formule dérivée de l'équation de Carslaw et Jaeger (1959) quantifiant les variations de température saisonnière. La température interne du sol est d'ailleurs dépendante de celle en surface.

$$T_{sol}(z, i_n) = l \cdot T_{sol}(z, i_n - 1) + [1 - l] \cdot [z_f \cdot [\bar{T}_{Air} - T_{ssurf}] + T_{ssurf}] \quad \text{Éq. 2.47 : Température du sol}$$

Où $T_{sol}(z, i_n)$: Température du sol (°C) de la journée i à l'année n et à la profondeur z [mm]

l : Coefficient de délai = 0.80 [TIMP]

z_f : Coefficient empirique d'influence sur la profondeur de la couche de sol

\bar{T}_{Air} : Température annuelle moyenne de l'air [°C]

T_{ssurf} : Température journalière de la surface du sol [°C]

$$T_{ssurf} = bcv \cdot T_{sol}(1, i_n - 1) \cdot (1 - bcv) \cdot T_{bare} \quad \text{Éq. 2.48 : Température du sol en surface}$$

Où bcv : Coefficient d'influence de la couverture du sol

$T_{sol}[1, i_n - 1]$: Température du sol [°C] de la journée précédente à l'année n pour la première couche de sol

T_{bare} : Température du sol à découvert en surface [°C]

Le coefficient bcv permet de prendre en considération l'impact d'une couverture quelconque du sol telle que la neige. Variant entre 0 et 1, ce paramètre est calculé empiriquement selon le type de couverture. La température de l'eau est également requise pour simuler les processus de qualité de l'eau. Elle est calculée selon une équation développée par Stefan et Preud'homme (1993). La température de l'eau est donc proportionnelle à la température moyenne de l'air \bar{T}_i (°C) seulement.

$$T_{eau,i} = 5.0 + 0.75\bar{T}_i \quad \text{Éq. 2.49 : Température de l'eau}$$

Où $T_{eau,i}$: Température de l'eau à la journée i [°C]

\bar{T}_i : Température moyenne de l'air à la journée i [°C]

2.2.3 Neige

L'accumulation et la fonte de neige sont contrôlées par les seuils de température respectifs $SFTMP$ et $SMTMP$. Pour ce faire, ces variables sont comparées à la température moyenne de l'air \bar{T}_i de la journée de simulation.

$$SNO_i = SNO_{i-1} + R_i - E_{sub} - SNO_{fonte} \quad \text{Éq. 2.50 : Bilan massique de neige d'un URH}$$

- $R_i = 0$ si $\bar{T}_i \geq SFTMP$
- $SNO_{fonte} = 0$ si $\bar{T}_i \leq SMTMP$

Où SNO_i : Quantité d'eau contenue dans le couvert de neige [mm]

R_i : Précipitation sous forme de neige [mm]

E_{sub} : Quantité d'eau sublimée [mm]

SNO_{fonte} : Quantité d'eau de fonte de neige [mm]

\bar{T}_i : Température moyenne de l'air à la journée i [°C]

$SFTMP$: Température permettant une précipitation sous forme de neige [°C]

$SMTMP$: Température permettant la fonte de neige [°C]

La couverture de neige sur un bassin versant est toutefois rarement uniforme dû à la fonte et à l'accumulation de neige hétéroclite sur son territoire. SWAT utilise ici la quantité de neige contenue dans son couvert pour déterminer la surface occupée par ledit couvert.

$$sno_{cov} = \frac{SNO_i}{SNO_{100}} \cdot \left(\frac{SNO_i}{SNO_{100}} + \exp \left[cov_1 - cov_2 \cdot \frac{SNO_i}{SNO_{100}} \right] \right)^{-1} \quad \text{Éq. 2.51 : Couvert de neige}$$

- $sno_{cov} = 1$ si $SNO_i \geq SNO_{100}$

Où sno_{cov} : Fraction de l'URH couvert de neige

SNO_i : Quantité d'eau contenue dans le couvert de neige [mm]

SNO_{100} : Quantité seuil de neige pour une couverture de neige de 100% [mm]

cov_{1-2} : Coefficient empirique

Les coefficients cov_1 et cov_2 établissent la relation entre la surface occupée et le volume de neige puisque celle-ci n'est pas linéaire. Les courbes pour différentes fractions de la surface occupée par le couvert de neige sont présentées en annexe. La fonte de neige est alors grandement influencée lorsque la quantité calculée est près du seuil SNO_{100} . La fonte est également proportionnelle à la température du couvert de neige.

$$T_{sno,i} = T_{sno,i-1} \cdot (1 - l_{sno}) + \bar{T}_i \cdot l_{sno} \quad \text{Éq. 2.52 : Température du couvert de neige}$$

Où $T_{sno,i}$: Température du couvert de neige (°C)

l_{sno} : Coefficient de délai pour la température de la neige (TIMP)

\bar{T}_i : Température moyenne de l'air journalière [°C]

$$SNO_{fonte} = b_{fonte} \cdot sno_{cov}$$

$$\cdot \left[\frac{T_{sno,i} + T_{max,i}}{2} - SMTMP \right]$$

Éq. 2.53 : Fonte de neige

Où SNO_{fonte} : Quantité d'eau de fonte de neige [mm]

b_{fonte} : Coefficient de fonte (mm·d⁻¹·°C⁻¹)

sno_{cov} : Fraction de l'URH couvert de neige

$T_{max,i}$: Température maximale de l'air journalier [°C]

Le coefficient de fonte b_{fonte} varie selon les saisons. Il prend en considération la fonte minimale et maximale possible en fonction de la journée de simulation. La quantité initiale de neige est d'ailleurs nulle. Un nombre d'années de simulation d'équilibre en début de simulation permet d'ajuster le contenu en neige au fil des saisons et des années. Il en est de même pour diverses variables de simulation au sein du modèle. Ce nombre est fixé à trois années de simulation telle que proposée par SWAT.

2.3 Érosion

Le processus d'érosion dans SWAT inclus le détachement, le transport et le dépôt de particules de sol. Les précipitations et le ruissellement sont d'ailleurs les principales sources d'érosion. La présence de lacs et réservoirs permet entre autres le contrôle des sédiments provenant de l'érosion en aval de leur emplacement au sein d'un bassin versant. L'équation MUSLE (*Modified Universal Soil Loss Equation*) développée par Williams (1995) est utilisée pour simuler l'érosion dans SWAT.

$$sed_i = 11,8(Q_{surf,i} \cdot q_{peak,i} \cdot A_{URH})^{0,56} \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot LS_{USLE} \cdot CFRG \quad \text{Éq. 2.54 : Équation MUSLE}$$

Où sed_i : Sédiments transportés à la journée i [t.m.]

$Q_{inf,i}$: Ruissellement à la journée i [mm]

$q_{peak,i}$: Débit de pointe à la journée i [$m^3 s^{-1}$]

A_{URH} : Aire de l'URH [m^2]

K_{USLE} : Coefficient d'érodabilité $USLE$ [(Mg ha h)/(ha MJ mm)]

C_{USLE} : Coefficient de surface $USLE$

P_{USLE} : Coefficient de pratique $USLE$

LS_{USLE} : Coefficient topographique $USLE$

$CFRG$: Fraction des fragments grossiers du sol

Les coefficients d'érodabilité C_{USLE} , P_{USLE} et LS_{USLE} sont prédéterminés selon les caractéristiques du bassin versant. K_{USLE} est quant à lui calculé en fonction des caractéristiques du sol.

$$K_{USLE} = f_{csable} \cdot f_{cl-si} \cdot f_{orgc} \cdot f_{hsable} \quad \text{Éq. 2.55 : } USLE_K$$

Où f_{csable} : Facteur de proportionnalité du contenu en sable grossier

f_{arg-si} : Facteur de proportionnalité du contenu en argile et en limon du sol

f_{orgc} : Facteur de proportionnalité du contenu en carbone organique du sol

f_{hsable} : Facteur proportionnalité du contenu en sable du sol

Cette équation permet de considérer l'érodabilité du sol en fonction de son contenu. Ainsi, de faibles facteurs d'érosion sont attribués aux sols ayant des fortes teneurs en sable grossier, en argile et limon ou en carbone organique de même que les sols à très fortes teneurs en sable.

$$f_{csable} = 0,2 + 0,3 \cdot \exp \left[-0,256 \cdot m_s \cdot \left(1 - \frac{m_{silt}}{100} \right) \right] \quad \text{Éq. 2.56 : Coefficient de contenu en sable grossier}$$

$$f_{cl-si} = \left(\frac{m_{silt}}{m_{arg} + m_{silt}} \right)^{0,3} \quad \text{Éq. 2.57 : Coefficient de contenu en argile et en limon}$$

$$f_{orgc} = 1 - \left(\frac{0,25 \cdot orgC}{orgC + \exp[3,72 - 2,95 \cdot orgC]} \right) \quad \text{Éq. 2.58 : Coefficient de contenu en carbone organique}$$

$$f_{hisand} = 1 - \left(\frac{0,7 \cdot \left(1 - \frac{m_{silt}}{100} \right)}{\left(1 - \frac{m_{silt}}{100} \right) + \exp \left[-5,51 + 22,9 \cdot \left(1 - \frac{m_{silt}}{100} \right) \right]} \right) \quad \text{Éq. 2.59 : Coefficient de contenu en sable}$$

Où m_s : Fraction du contenu en sable (ϕ 0.05 – 2.00 mm)

m_{silt} : Fraction du contenu en limon (ϕ 0.002 – 0.05 mm)

m_{arg} : Fraction du contenu en argile ($\phi < 0.002$ mm)

$orgC$: Pourcentage de carbone organique du sol (%)

2.3.1 Sédiments en rivière

Le modèle simplifié de Bagnold est utilisé pour déterminer la concentration maximale de sédiments que peut transporter l'eau. Établi dans l'équation originale de Bagnold sur le flux d'énergie dissipé sur un lit de rivière, le coefficient $spexp$ est fixé à 1.5.

$$Conc_{sed,chmax} = c_{sp} \cdot v_{pointe,ch}^{spexp} \quad \text{Éq. 2.60 : Concentration maximale de sédiments}$$

Où $Conc_{sed,chmax}$: Concentration maximale de sédiments en rivière [kg L⁻¹]

c_{sp} : Coefficient d'ajustement linéaire (SPCON) (0.0001 – 0.01)

$v_{pointe,ch}$: Vitesse de pointe d'un canal [m s⁻¹]

$spexp$: Coefficient d'ajustement exponentiel (1.0 – 2.0)

Si la concentration de sédiments dans un canal est inférieure à la concentration maximale de sédiments définie précédemment, il y a une remise en suspension selon l'équation 3.61.

$$sed_{rsus,i} = (Conc_{sed,chmax,i} - Conc_{sed,ch,i}) \cdot V_{ch} \cdot K_{ch} \cdot C_{ch} \quad \text{Éq. 2.61 : Remise en suspension de sédiments}$$

Où $sed_{rsus,i}$: Quantité de sédiments remise en suspension [t.m.]

$Conc_{sed,chmax,i}$: Concentration maximale de sédiments en rivière [kg L⁻¹]

$Conc_{sed,ch,i}$: Concentration de sédiments dans un canal [kg L⁻¹]

V_{ch} : Volume d'eau du canal [m³]

K_{ch} : Coefficient d'érodabilité de la banque de sédiments

C_{ch} : Coefficient d'érodabilité du lit rivière

À l'inverse, lorsque la concentration de sédiments d'un canal est supérieure à la concentration maximale de sédiments, une déposition de sédiments se produit au lit de rivière. Un bilan massique est ensuite défini pour contrôler les quantités de sédiments en rivières.

$$sed_{dep,i} = (Conc_{sed,ch,i} - Conc_{sed,chmax,i}) \cdot V_{ch} \quad \text{Éq. 2.62 : Déposition de sédiments}$$

Où $sed_{dep,i}$: Quantité de sédiments déposée [t.m.]

$Conc_{sed,ch,i}$: Concentration de sédiments dans un canal [kg L⁻¹]

$Conc_{sed,chmax,i}$: Concentration maximale de sédiments en rivière [kg L⁻¹]

V_{ch} : Volume d'eau du canal [m³]

$$sed_{ch,i} = sed_{ch,i-1} + sed_{rsus,i} - sed_{dep,i} \quad \text{Éq. 2.63 : Bilan masse des sédiments en rivière}$$

Où $sed_{ch,i}$: Quantité de sédiments au sein d'un canal à la journée i [t.m.]

$sed_{rsus,i}$: Quantité de sédiments remis en suspension [t.m.]

$sed_{dep,i}$: Quantité de sédiments déposée [t.m.]

2.3.2 Sédiments dans lacs et les réservoirs

Telle qu'en rivière, un bilan massique permet de simuler le transport de sédiments entrant et sortant des lacs et réservoirs. Pour ce faire, ceux-ci sont considérés comme un système complètement mélangé. Les sédiments sont ainsi distribués instantanément dès qu'ils entrent dans un lac. Il est à noter que la remise en suspension de sédiments n'est possible qu'en rivière.

$$sed_i = sed_{i-1} + sed_{Q,in} - sed_{Q,out} - sed_{sed} \quad \text{Éq. 2.64 : Bilan de masse des sédiments dans un lac}$$

Où sed_i : Quantité de sédiments à la journée i [t.m.]

$sed_{Q,in}$ et $sed_{Q,out}$: Quantité de sédiments entrant et sortant du lac [t.m.]

sed_{sed} : Quantité de sédiments déposés [t.m.]

La sédimentation ou le dépôt de sédiments survient lorsque la concentration de sédiments est supérieure à sa concentration de sédiments à l'équilibre. Celle-ci est posée à 5 mg/L.

$$Conc_{sed,i} = (Conc_{sed,i-1} - Conc_{sed,eq}) \cdot \exp[-k_s \cdot t \cdot d_{50}] + Conc_{sed,eq} \quad \text{Éq. 2.65 : Concentration de sédiments}$$

- si $Conc_{sed,i-1} > Conc_{sed,eq}$

$$Conc_{sed,i} = (sed_{i-1} + sed_{Q,in}) / (V_i + V_{Q,in})$$

- si $Conc_{sed,i-1} \leq Conc_{sed,eq}$

Où $Conc_{sed,i}$: Concentration de sédiments à la journée i [Mg m⁻³]

$Conc_{sed,eq}$: Concentration de sédiments à l'équilibre [Mg m⁻³]

k_s : Constante de décroissance = 0.184

t : Pas de temps (1d)

d_{50} : Diamètre médian d'une particule de sédiment [mm]

sed_i : Quantité de sédiments du lac à la journée i [t.m.]

$sed_{Q,in}$: Quantité de sédiments entrant du lac [t.m.]

V_i : Volume du lac [m³]

$V_{Q,in}$: Volume entrant [m³]

La constante de décroissance est fixée à 0.184 assumant que 99% des particules inférieures à 1 µm de diamètre se déposent à l'intérieur de 25 jours. La taille médiane des particules d_{50} de sédiments est déterminée en fonction du contenu de la première couche de sol puisqu'elle soumise au processus d'érosion en surface.

$$d_{50} = \exp\left(0.41 \cdot \frac{m_{arg}}{100} + 2.71 \frac{m_{silt}}{100} + 5.7 \frac{m_s}{100}\right) \quad \text{Éq. 2.66 : Taille de la particule médiane}$$

Où d_{50} : Taille médiane des particules de sédiments [mm]

m_s : Fraction du contenu en sable (φ 0.05 – 2.00 mm)

m_{silt} : Fraction du contenu en limon (φ 0.002 – 0.05 mm)

m_{arg} : Fraction du contenu en argile (φ < 0.002 mm)

Le dépôt de sédiments est alors déterminé en fonction de la différence des concentrations au sein d'un lac. La quantité de sédiments sortant est d'ailleurs déduite du volume sortant.

$$sed_{sed,i} = (Conc_{sed,i-1} - Conc_{sed,i}) \cdot V_i \quad \text{Éq. 2.67 : Dépôt de sédiments}$$

Où $sed_{sed,i}$: Quantité de sédiments déposé [t.m.]

$Conc_{sed,i}$: Concentration de sédiments à la journée i [Mg m⁻³]

V_i : Volume du lac [m³]

$$sed_{Q,out} = Conc_{sed,i} \cdot V_{Q,out} \quad \text{Éq. 2.68 : Sédiments sortant}$$

Où $sed_{Q,out}$: Quantité de sédiments sortant du lac [t.m.]

$Conc_{sed,i}$: Concentration de sédiments à la journée i [Mg m⁻³]

$V_{Q,out}$: Volume sortant du lac [m³]

2.3.3 Sédiments en eaux souterraines

SWAT permet le transport de sédiments dans les eaux souterraines. Le débit latéral est d'ailleurs pris en compte dans ce calcul.

$$sed_{gw} = \frac{(Q_{lat} + Q_{gw}) \cdot A_{URH} \cdot Conc_{sed}}{1000} \quad \text{Éq. 2.69 : Transport de sédiments en eaux souterraines}$$

Où sed_{gw} : Sédiments transportés en eaux souterraines [t.m.]

Q_{lat} : Débit latéral [mm]

Q_{gw} : Débit d'eau souterraine [mm]

A_{URH} : Aire de l'URH [km²]

$Conc_{sed}$: Concentration en sédiments [mg L⁻¹]

2.3.4 Effet du couvert de neige

Le couvert de neige diminue l'effet d'érosion de la pluie et du ruissellement. L'apport en sédiments est donc réduit selon l'équation suivante.

$$sed' = \frac{sed}{\exp\left[\frac{3 \cdot SNO}{25.4}\right]} \quad \text{Éq. 2.70 : Impact du couvert de neige sur l'érosion}$$

Où sed' : Sédiments transportés si présence d'un couvert de neige [t.m.]

sed : Sédiments transportés [t.m.]

SNO : Quantité de neige [mm]

2.4 Zones urbaines

2.4.1 Ruissellement en milieu urbain

Différents types de zone urbaine peuvent être simulés telles que les zones résidentielles à haute ou basse densité, industrielle, commerciale ou encore les zones de transport routier. Ces utilisations du sol influencent le ruissellement en termes de quantité et de qualité d'eau. D'une part, la caractérisation des zones urbaines est présentée au tableau 3.4. Seules les zones de type résidentiel et de type transport routier figurent au sein du bassin versant à l'étude.

Tableau 2.4 : Valeurs des variables utilisées en milieu urbain

Item	URBN	URTN
Type	Résidentiel	Transport
Surface imperméable imp_{tot} [%]	38	98
Surface imperméable drainée imp_d [%]	30	95
Coefficient de lessivage en milieu urbain urb_{coef} [mm ⁻¹]	0.18	0.18
Maximum de sédiments cumulable SED_{max} [kg km ⁻¹]	225	340
$t_{1/2}$ [d]	0.75	3.9
Densité de bordure $CURBDEN$ [km ha ⁻¹]	0.24	0.12
CN_{2urb}	98	98

D'autre part, l'impact de l'urbanisation se traduit dans SWAT par la modification du numéro courbe SCS selon le type de zone urbaine. La présence de surfaces imperméables est alors directement proportionnelle au ruissellement.

$$CN'2 = CN_2 + imp_{tot}(CN_{2urb} - CN_2) \quad \text{Éq. 2.71 : Lessivage de sédiments}$$

Où $CN'2$: Numéro de courbe SCS modifié

CN_2 : Numéro de courbe SCS

imp_{tot} : Surface imperméable [%]

CN_{2urb} : Numéro de courbe SCS en milieu urbain

L'accumulation de sédiments se fait lors de journées sèches lesquelles sont définies par un ruissellement inférieur à 0.1 mm. Lors d'un événement de pluie, le lessivage du sol se produit et la quantité de sédiments entraînés dépend alors de l'accumulation présente et du débit pointe de l'événement en question.

$$SED = \frac{SED_{max} \cdot td}{(t_{1/2} + td)} \quad \text{Éq. 2.72 : Accumulation de sédiments}$$

Où SED : Sédiments accumulés [kg km⁻¹]

SED_{max} : Maximum de sédiments cumulable [kg km⁻¹]

$t_{1/2}$: Temps nécessaire pour accumuler la moitié de SED_{max}

td : Nombre de jours secs depuis le dernier lessivage par ruissellement

$$Y_{sed} = SED_0 \cdot [1 - \exp(-urb_{coef} \cdot q_{pointe} \cdot t)] \quad \text{Éq. 2.73 : Lessivage de sédiments}$$

Où Y_{sed} : Sédiments lessivés au temps t [kg km⁻¹]

SED_0 : Sédiments accumulés au début d'un épisode de pluie [kg km^{-1}]

urb_{coef} : Coefficient de lessivage en milieu urbain [mm^{-1}]

q_{pointe} : Débit de pointe [mm h^{-1}]

2.5 Modèle bactériologique

Avec SWAT, le transport et le devenir d'*E. coli* est simulé au sein du réseau hydrographique depuis les premiers 10 mm du sol d'un URH jusqu'à l'exutoire du bassin versant. Tel que le cycle de l'eau, le modèle bactériologique s'applique à l'échelle des URH. Alors que chaque source de contamination a une influence différente sur les concentrations d'*E. coli* en rivière, le climat et les caractéristiques physiques d'un bassin versant ont néanmoins un rôle déterminant dans le transport et le devenir de cet indicateur.

Cette section présente les divers processus et calculs utilisés pour la simulation des concentrations d'*E. coli* au sein du bassin versant. Les partitions environnementales prises en compte dans ce modèle bactériologique sont le sol, les sédiments, l'eau ainsi que le fumier et la végétation.

2.5.1 Source diffuse de contamination

L'épandage de fumier est ici abordé dans le cadre de la modélisation des sources diffuses de contamination fécale. Cette pratique agricole permet de simuler la dispersion de micro-organismes d'origine fécale par le biais de fumier. Notamment, il est ainsi possible de reproduire la contamination fécale causée par la faune en milieu forestier par l'épandage uniforme de fumier. Une quantité d'*E. coli* est alors déposée sur la végétation et en surface du sol suite à l'application de fumier. La concentration de bactéries dans ces deux partitions est une fonction de la couverture du sol définie par le coefficient gc . Ce dernier est déterminé empiriquement selon l'indice foliaire de l'URH.

$$Bact_{veg,i} = \frac{gc \cdot fr_{active} \cdot Bact_{fert} \cdot fert}{10} \quad \text{Éq. 2.74 : } E. coli \text{ sur végétation}$$

Où $Bact_{veg,i}$: Quantité d'*E. coli* sur la végétation à la journée i [UFC m^{-2}]

gc : Fraction du sol couvert par la végétation

fr_{active} : Fraction du fumier contenant des UFC actives

$Bact_{fert}$: Concentration d'*E. coli* dans le fumier [UFC g^{-1}]

$fert$: Quantité de fumier appliquée au sol [kg ha^{-1}]

La quantité de bactéries au sol est ensuite déduite avec l'ajout d'un coefficient de partitionnement des bactéries entre la phase adsorbée aux particules de sol et la phase en solution. Une bactérie est principalement en solution lorsque la valeur de ce coefficient s'approche de 1 et vice-versa.

$$Bact_{sol,fert,i} = \frac{(1 - gc)}{gc} \cdot k_{bact} \cdot Bact_{veg,i} \quad \text{Éq. 2.75 : } E. coli \text{ au sol}$$

Où $Bact_{sol,fert}$: Quantité d'*E. coli* au sol à la journée i [UFC m⁻²]

gc : Fraction du sol couvert par la végétation

k_{bact} : Coefficient de partitionnement (BACTKDDb)

$Bact_{veg,i}$: Quantité d'*E. coli* sur la végétation à la journée i [UFC m⁻²]

2.5.2 Lessivage

Pour la partition de la végétation, une fraction de la concentration d'*E. coli* est utilisée pour la suite des calculs dû au lessivage des plantes par la pluie ou le ruissellement. Cette fraction WOF_p est initialement posée à 0.75 et demeure constante pour un événement de pluie, mais cette fraction à sujette à des changements ultérieures en calibration. Un lessivage survient d'ailleurs s'il y a plus de 2.54 mm de précipitation lors d'une journée (Neitsch et al., 2011a). Ce processus influence notamment les sources de contamination diffuse telle que la faune. La quantité de bactéries lessivées est ensuite considérée en solution et présente en surface du sol.

$$Bact'_{veg,i} = WOF_p \cdot Bact_{veg,i} \quad \text{Éq. 2.76 : Lessivage de la végétation}$$

Où $Bact'_{veg,i}$: Quantité d'*E. coli* lessivée à la journée i [UFC m⁻²]

$Bact_{veg,i}$ Quantité initiale d'*E. coli* sur la végétation avant ruissellement
[UFC m⁻²]

WOF_p : Fraction de lessivage

2.5.3 Infiltration

L'infiltration d'eau dans le sol entraîne avec elle une certaine quantité d'*E. coli*. La concentration de la bactérie dans les 10 premiers mm du sol est ainsi fonction de la quantité d'eau infiltrée et des caractéristiques du sol. Également, un coefficient d'infiltration permet d'établir le ratio entre la concentration de bactéries disponible dans le sol et celle dans l'eau infiltrée.

$$bact_{inf,i} = \frac{Bact_{sol,i} \cdot w_{inf,i}}{10 \cdot \rho_b \cdot h_{sol} \cdot k_{bact,inf}} \quad \text{Éq. 2.77 : Infiltration d'E. coli}$$

Où $Bact_{inf,i}$: Quantité d'E. coli infiltrée dans la première couche du sol [UFC m²]

$Bact_{sol,i}$: Quantité d'E. coli au sol [UFC m²]

$w_{inf,i}$: Infiltration [mm]

ρ_b : Densité apparente du sol [Mg m⁻³]

h_{sol} : Profondeur d'infiltration (10 mm)

$k_{bact,inf}$: Coefficient d'infiltration bactérien (BACTMX) [10 m³ Mg⁻¹]

2.5.4 Ruissellement

Un des moyens de transport des bactéries depuis les sources diffuses au sol est le ruissellement. Le type de sol et son utilisation en surface contrôlent essentiellement la quantité de bactéries entraînées par le ruissellement. Le coefficient de partition permet d'établir le ratio entre la concentration de bactéries dans les 10 premiers mm de sol et celle dans l'eau ruisselée. Parajuli (2007) suggère une valeur de 175 m³ Mg⁻¹ afin d'obtenir un partitionnement représentatif.

$$Bact_{ruis,i} = \frac{Bact_{sol,i} \cdot Q_{ruis,i}}{\rho_b \cdot h_{sol} \cdot k_{bact,ruis}} \quad \text{Éq. 2.78 : Transport par ruissellement}$$

Où $Bact_{ruis,i}$: Quantité d'E. coli à la journée i dans le ruissellement [UFC m²]

$Bact_{sol,i}$: Quantité d'E. coli à la journée i au sol [UFC m²]

$Q_{ruis,i}$: Eau ruisselée [mm]

ρ_b : Densité apparente du sol [Mg m⁻³]

h_{sol} : Profondeur d'infiltration (10 mm)

$k_{bact,ruis}$: Coefficient de partition bactérien (BACTKDQ) [m³ Mg⁻¹]

2.5.5 Sédiments

Les bactéries peuvent également être transportées lorsqu'elles sont fixées aux particules de sol. L'érosion est donc un processus influençant le devenir d'E. coli au sein du bassin versant. De ce fait, la quantité de sédiments érodés est directement proportionnelle au nombre d'E. coli transporté par ces sédiments.

$$Bact_{sed,i} = 1 \times 10^{-4} \cdot Conc_{bact,sed,sol,i} \cdot \frac{sed_i}{A_{URH}} \cdot \varepsilon_{bact,sed} \quad \text{Éq. 2.79 : } E. coli \text{ transportés par les sédiments}$$

- Où $Bact_{inf,i}$: Quantité d'*E. coli* transportée par les sédiments à la journée i [UFC m⁻²]
 $Conc_{bact,sed,i}$: Concentration d'*E. coli* fixée aux sédiments dans le premier 10 mm de sol à la journée i [UFC t.m.⁻¹]
 sed_i : Sédiments érodés à la journée i [t.m.]
 A_{URH} : Aire de l'URH [m²]
 $\varepsilon_{bact,sed,i}$: Ratio d'enrichissement à la journée i

Seules les bactéries préalablement fixées aux sédiments dans le premier 10 mm de sol peuvent être impliquées dans le transport par sédiments. Ces concentrations seront ensuite impliquées avec le ruissellement pour le calcul des routines bactériologiques.

$$Conc_{bact,sed,sol,i} = 1 \times 10^3 \cdot \frac{Bact_{sorb,i}}{\rho_b \cdot h_{sol}} \quad \text{Éq. 2.80 : Concentration d'} E. coli \text{ dans les sédiments du sol}$$

- Où $Conc_{bact,sed,sol,i}$: Concentration d'*E. coli* attachée aux sédiments dans le premier 10 mm de sol à la journée i [UFC t.m.⁻¹]
 $Bact_{sorb,i}$: Quantité d'*E. coli* sorbée au sol à la journée i [UFC m⁻²]
 ρ_b : Densité apparente du sol [Mg m⁻³]
 h_{sol} : Profondeur d'infiltration (10 mm)

Le ratio d'enrichissement permet d'établir le rapport de bactéries transportées par les sédiments et celles fixées aux particules du sol. Cette variable est unique pour chaque épisode de pluie.

$$\varepsilon_{bact,sed,i} = 0.78 \cdot (Conc_{sed,ruis,i})^{-0.2468} \quad \text{Éq. 2.81 : Ratio d'enrichissement}$$

- Où $\varepsilon_{bact,sed}$: Ratio d'enrichissement à la journée i
 $Conc_{sed,ruis}$: Concentration de sédiments dans l'eau ruisselée à la journée i [Mg m⁻³]

$$Conc_{sed,ruis,i} = \frac{sed_i}{10 \cdot A_{URH} \cdot Q_{ruis,i}} \quad \text{Éq. 2.82 : Ratio d'enrichissement}$$

- Où $Conc_{sed,ruis,i}$: Concentration de sédiments dans l'eau de ruissellement [Mg m⁻³]
 sed_i : Sédiments érodés à la journée i [t.m.]
 A_{URH} : Aire de l'URH [m²]
 $Q_{ruis,i}$: Infiltration à la journée i [mm]

Le ruissellement étant impliqué dans ces équations, les quantités d'*E. coli* respectives $Bact_{sed,i}$ et $Bact_{ruis,i}$ dans les sédiments et dans le ruissellement de surface sont soumises à des temps de concentration supérieurs à 24 heures. Le coefficient de délai *surlag* est ainsi intégré à ces variables de la même manière qu'à l'équation 3.8.

2.5.6 Inactivation

Dès le dépôt ou l'apparition d'*E. coli* dans une partition du modèle depuis une source de contamination, sa concentration se voit suivre une réaction de premier ordre avec ajustement de la température à 20°C. La loi de Chick-Watson assure ce processus. Il est à noter que les quantités de bactéries sont évaluées par unité de surface. Les concentrations en sont ensuite déduites.

$$Bact_{p,i} = Bact_{p,i-1} \cdot \exp[-k_{p,T} \cdot \theta_{bact}^{(\bar{T}-20)}] \quad \text{Éq. 2.83 : Réaction de premier ordre}$$

Où $Bact_{p,i}$: Quantité d'*E. coli* à la journée i pour une partition p [UFC m⁻²]

$k_{p,20}$: Coefficient d'inactivation d'*E. coli* pour une partition p à 20°C [d⁻¹]

θ_{bact} : Coefficient d'ajustement de la température = 1,07

\bar{T} : Température quotidienne moyenne [°C]

L'inactivation d'*E. coli* est donc dépendante de la température et de la partition où elle se trouve. Pour ce faire, les constantes cinétiques ou coefficients d'inactivation du tableau 1.6 sont utilisés. Ces paramètres sont ensuite ajustés en fonction de la température de la journée de simulation.

Tableau 2.5 : Constantes cinétiques à 20 °C pour différentes partitions environnementales

Coefficient	Partition p	Valeur [d ⁻¹]
$K_{sed,20}$	Sédiments	1×10^{-1}
$K_{sol,20}$	Sol	1×10^{-1}
$K_{fum,20}$	Fumier	2×10^{-1}
$K_{eau,20}$	Eau	4×10^{-1}

2.5.7 Routines

Les routines d'*E. coli* dans le réseau hydrographique sont fonction du bilan hydrique du bassin et du flux de sédiments. D'une part, les sédiments remis en suspension permettent l'entrée ou le retour de bactéries en rivière.

$$Bact_{rsus,i} = sed_{rsus,i} \cdot Conc_{bact, sed,i} \quad \text{Éq. 2.84 : Bilan d'E. coli en réseau}$$

Où $Bact_{rsus,i}$: Quantité d'E. coli remis en suspension à la journée i [UFC]

$sed_{rsus,i}$: Quantité de sédiments remis en suspension [t.m.]

$Conc_{bact, sed,i}$: Concentration d'E. coli dans les sédiments du lit rivière [UFC t.m.⁻¹]

La concentration d'E. coli dans les sédiments du lit rivière est déterminée selon une équation empirique de régression sinusoidale développée Woo Kim et al. (2009) du USDA.

$$\log(Conc_{bact, sed,i}) \quad \text{Éq. 2.85 : Bilan d'E. coli en réseau}$$

$$= bsc_1 \cdot \sin\left(bsc_2 \cdot \frac{i - bsc_3}{366} \cdot \pi\right) + bsc_4$$

Où $Conc_{bact, sed,i}$: Concentration d'E. coli dans le lit rivière [UFC t.m.⁻¹]

bsc_x : Coefficient de régression

i : Journée de l'année de simulation

Tableau 2.6 : Coefficient de régression empirique

Coefficient	Valeur
bsc_1	1.534
bsc_2	2.194
bsc_3	187.0
bsc_4	3.870

D'autre part, la réduction de bactéries en réseau est possible avec le dépôt de sédiments aux lits des rivières ou des lacs.

$$Bact_{dep,i} = Bact_{ch,i} \cdot \left(\frac{K_p \cdot sed_{dep,i}}{V_{ch} \cdot (1 + K_p \cdot Conc_{sed, ch,i})} \right) \quad \text{Éq. 2.86 : Bilan d'E. coli en réseau}$$

Où $Bact_{dep,i}$: Quantité d'E. coli déposée dans un canal à la journée i [UFC]

$Bact_{ch,i}$: Quantité d'E. coli initiale d'un canal à la journée i [UFC]

K_p : Coefficient de partitionnement linéaire [L kg⁻¹]

$sed_{dep,i}$: Quantité de sédiments déposée [t.m.]

V_{ch} : Volume d'eau du canal [m³]

$Conc_{sed, ch,i}$: Concentration de sédiments dans un canal [kg L⁻¹]

Le coefficient K_p permet le partitionnement linéaire des bactéries entre les matières en suspension et l'eau (Pachepsky, Y. et al., 2006). Ce coefficient n'est pas inclus dans la calibration car il tient compte du pourcentage d'argile dans les particules sédimentaires des sols.

$$K_p = 10^{-6} \cdot argile^{1.98} \quad \text{Éq. 2.87 : Partitionnement linéaire}$$

Où K_p : Coefficient de partitionnement linéaire [$L \cdot kg^{-1}$]

$argile$: Pourcentage d'argile dans les matières en suspension

Un bilan massique permet le contrôle des quantités d'*E. coli* dans le réseau hydrographique. Ce calcul est effectué pour chaque segment et étendue d'eau du bassin. L'évaluation du processus d'érosion revêt ainsi une importance considérable dans le transport de bactéries.

$$Bact_{ch,i} = Bact_{ch,i-1} + Bact_{rsus,i} - Bact_{dep,i} \quad \text{Éq. 2.88 : Bilan d'E. coli en rivière}$$

Où $Bact_{ch,i}$: Concentration de sédiments dans l'eau de ruissellement [$Mg \cdot m^{-3}$]

sed_i : Sédiments transportés à la journée i [t.m.]

$Bact_{rsus,i}$: Quantité d'*E. coli* remis en suspension à la journée i [UFC]

$Bact_{dep,i}$: Quantité d'*E. coli* déposé dans un canal à la journée i [UFC]

Néanmoins, il est à noter que la remise en suspension de sédiments et par le fait même de bactéries ne tient pas en compte la distribution d'*E. coli* dans les dépôts de sédiments selon la profondeur.

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE

Alors que plusieurs facteurs peuvent contribuer au transport et au devenir de contaminants microbiologiques au sein d'un bassin versant, la caractérisation de ce dernier est primordiale dans le cadre de sa modélisation afin d'obtenir une représentation fidèle des variables simulées. D'une part, le module hydrologique est initialement élaboré par le biais du débit comme variable à calibrer. Ensuite, un module de la qualité de l'eau y est joint pour évaluer le transport et le devenir d'*E. coli* comme IOF au sein du bassin versant. L'hypothèse que le réseau hydrographique du bassin est le vecteur principal de la contamination fécale est alors émise afin de mettre en place la méthodologie de ce projet.

Dans un premier temps, le territoire à l'étude est détaillé en fonction des données entrantes nécessaires à la modélisation avec SWAT. Ainsi, la topographie, l'hydrographie, l'utilisation du territoire, la pédologie ainsi que la météorologie sont les informations nécessaires pour constituer la base du modèle. D'autre part, la définition du bassin versant, des sous bassins et des unités de réponses hydrologiques est présentée. Ce partitionnement permet la différenciation spatiale des caractéristiques du bassin versant dans le cadre des simulations. Enfin, le paramétrage du modèle pour sa calibration est détaillé. Le débit, les matières en suspensions (MES) et les *E. coli* sont les principales variables simulées à l'étude.

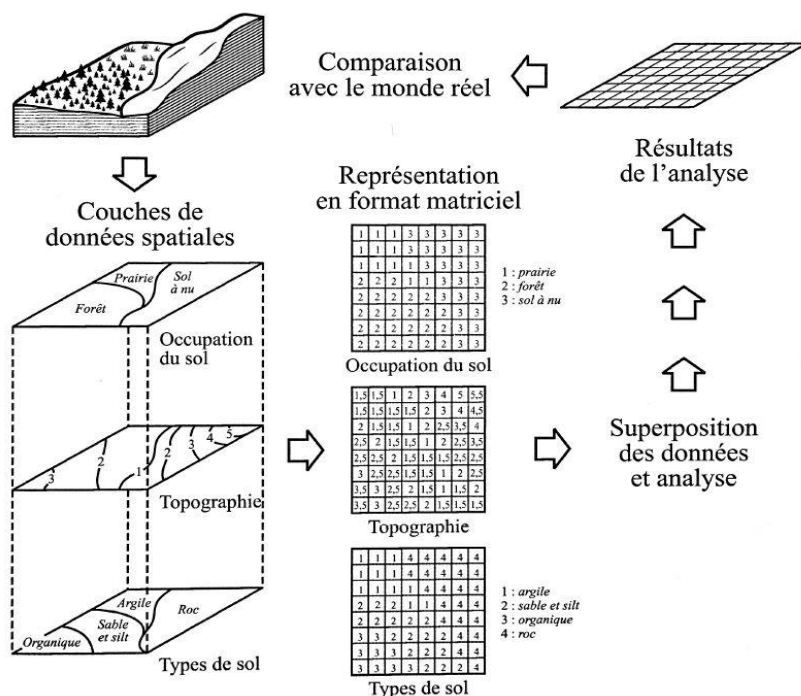


Figure 3.1 : Superposition de données en format matriciel (F. Anttil, 2012)

3.1 Description du site d'étude et paramétrage du modèle

Le lac Raymond se situe dans la municipalité de Val-Morin dans la région des Laurentides au Québec. Ce lac étant un agrandissement de la rivière du Nord, son bassin versant s'inscrit ainsi dans celui de la rivière du Nord (Annexe A) et par conséquent dans la région hydrographique de l'Outaouais et de Montréal. Afin de caractériser la zone à l'étude, l'utilisation des données d'informations géographiques (SIG) est de mise. Ces données sont utilisées selon le système projeté NAD83 CSRS Canada Atlas Lambert.

Le bassin versant du lac Raymond (BVLR) couvre une surface de plus de 400 km² et représente la partie amont et extrême nord de la rivière du Nord. Celle-ci parcourt près de 40 km en amont du lac Raymond jusqu'au lac de la Montagne Noire en passant par le lac Brûlé. En aval, la rivière du Nord se jette à près de 100 km plus loin dans la rivière des Outaouais aux environs de Carillon.

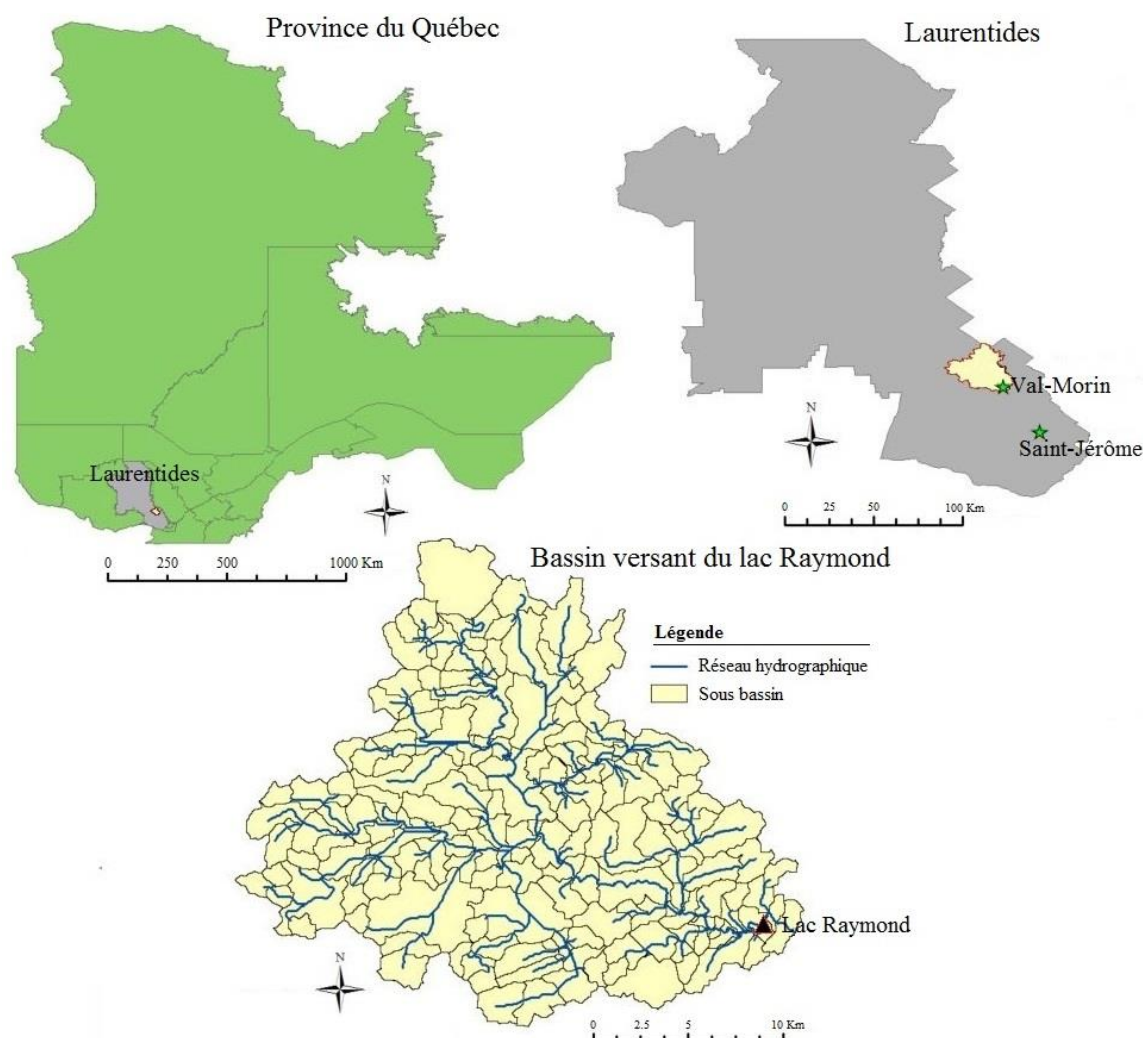


Figure 3.2 : Localisation du bassin versant du Lac Raymond

Dans un contexte de protection des ressources en eau, la région hydrographique du lac Raymond est tributaire aux prises d'eau potable de plusieurs municipalités en aval telle que la ville de Saint-Jérôme. Tel que présenté au tableau 2.1, les municipalités du BVLR ont principalement recours à l'eau souterraine comme source d'eau potable.

Tableau 3.1 : Réseaux de distribution d'eau potable desservant le BVLR, adapté de Abrinord (2015b)

Municipalités	Eau souterraine		Eau de surface		Indéterminé	
	Nb de réseaux	Population desservie	Nb de réseaux	Population desservie	Nb de réseaux	Population desservie
Lantier	1	49				
Sainte-Agathe-des-Monts	4	114	2	9 150	1	45
Sainte-Lucie-des-Laurentides	2	994				
Saint-Faustin-Lac-Carré			1	63		
Val-David	4	3 273			3	450
Val-Morin	3	2 758			4	1 236

Localement, le lac Raymond représente une ressource naturelle à caractère récréatif et touristique. De ce fait, une partie considérable de la population du BVLR se classe en tant que villégiature. Le tableau 2.2 dénombre la population des différentes municipalités du bassin en fonction de leur type d'occupation. Les municipalités de Sainte-Lucie-des-Laurentides et Saint-Faustin-Lac-Carré sont d'ailleurs situées aux limites est et ouest du bassin respectivement.

Tableau 3.2 : Estimation de la population en 2005, tiré de Abrinord (2015b)

Municipalités	Population		Proportion de villégiature
	Permanente	Villégiature	
Lantier	665	1 291	66%
Sainte-Agathe-des-Monts	9 396	4 840	34%
Sainte-Lucie-des-Laurentides	959	1 126	54%
Saint-Faustin-Lac-Carré	2 945	1 963	40%
Val-David	4 128	1 769	30%
Val-Morin	2 346	1 770	43%

La ville de Sainte-Agathe-des-Monts présente la plus grande population et se situe d'ailleurs au centre du BVRL. La seconde plus grande population appartient à la municipalité de Val-David. Ces deux municipalités regroupent ainsi plus de 60% de la population du BLVR et sont situées en amont du lac Raymond sur la rivière du Nord. Cette caractéristique est notamment importante dans

le paramétrage du modèle en raison de l'impact occasionné par l'urbanisation en amont du lac. D'ailleurs, les réponses hydrologiques et bactériologiques du modèle en zones urbaines sont abordées au chapitre 3. Enfin, le paramétrage du modèle se réfère aux diverses informations d'entrées nécessaires à SWAT.

Tableau 3.3 : Synthèse des informations d'entrée de modélisation

Donnée	Source
Topographie	Ressources Naturelles du Canada via GéoGratis (2016)
Occupation du sol	Ressources Naturelles du Canada via AAC (2015)
Pédologie	MAPAQ via IRDA
Météorologie	Ressources Naturelles du Canada (McKenney et al., 2011) via Ouranos Données historiques en ligne de Climat Canada (2016)

3.1.1 Topographie

La topographie est utilisée dans SWAT pour la définition des cours d'eau et des sous bassins versant par l'entremise des pentes et des élévations du terrain. Disponible en ligne, le modèle numérique de surface du Canada (MNSC) a été extrait pour la région à l'étude. Il est à noter que la bathymétrie n'est pas incluse dans ce modèle de données. Elle est d'ailleurs présentée à l'annexe C.

Tableau 3.4 : Informations sur les données topographiques

Item	Commentaire
Source	Agriculture et Agroalimentaire Canada
Modèle	MNSC
Résolution	20 m
Système de référence	Atlas Lambert, NAD83 CSRS (EPSG:3979)

Une élévation maximale et minimale de 675 mètres et 280 mètres respectivement se distinguent pour obtenir un dénivelé total du terrain de 395 mètres. Situé dans le secteur géographique du bouclier canadien, le BVLR présente une topographie hétérogène avec des pentes de légères à fortes. Plusieurs sommets y sont présents tels que démontré par la courbe hypsométrique où seulement 10% de la superficie du bassin inclut les élévations supérieures à 500 mètres.

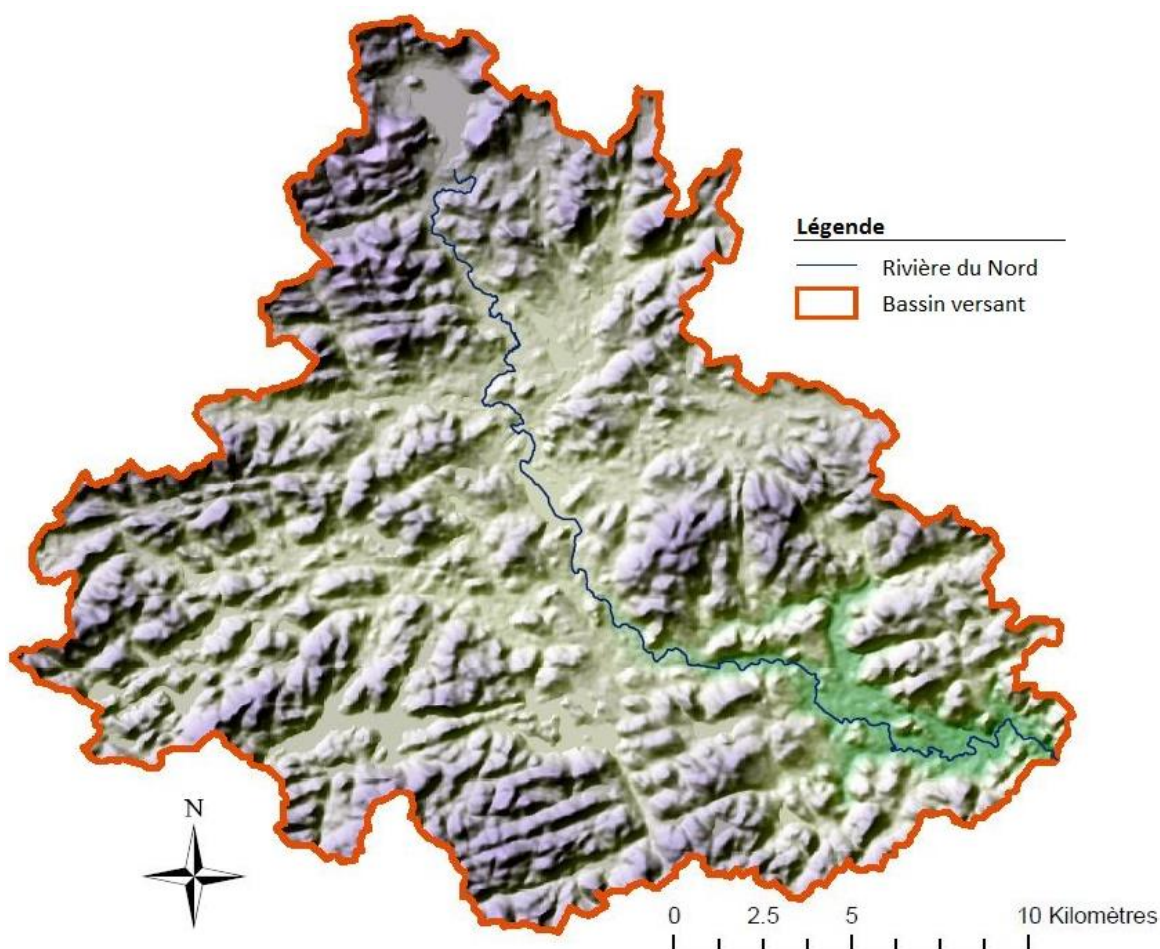


Figure 3.3 : Topographie, relief ombré-couleur. Données tirée de Canada, R.N. (2016)

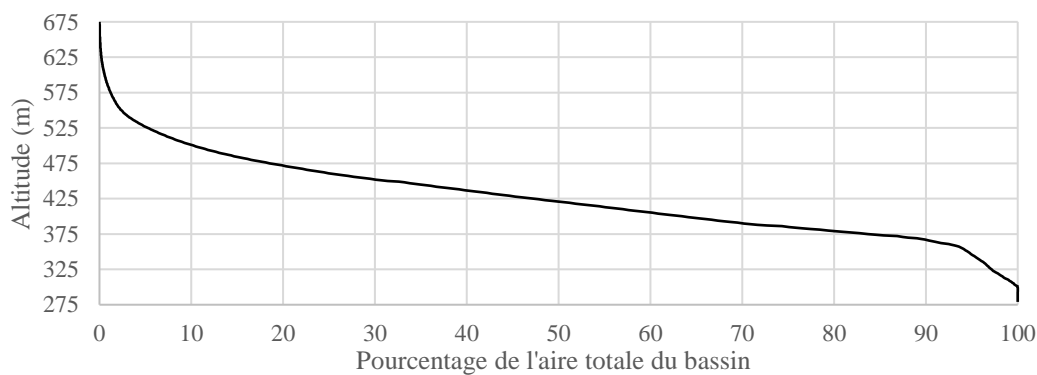


Figure 3.4 : Courbe hypsométrique, bassin versant du lac Raymond

Le profil en long de la rivière du Nord permet de distinguer les emplacements de lacs dans son parcours ainsi que la présence de la station d'épuration de la ville de Sainte-Agathe-des-Monts. Une pente moyenne de la rivière du Nord est notée à 0.44%.

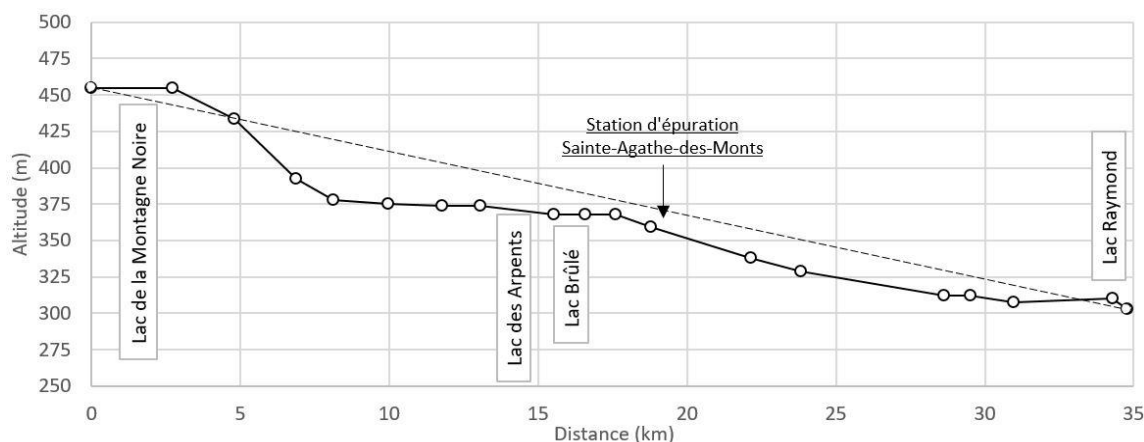


Figure 3.5 : Profil en long de la Rivière du Nord, bassin versant du lac Raymond

3.1.2 Hydrographie

La présence accrue d'étendues d'eau douce dans la région des Laurentides se reflète au sein du bassin versant avec son réseau hydrographique comprenant plus d'une centaine de lacs. Dans le modèle, les lacs considérés sont ceux recensés par Abrinord. Un total de 91 lacs y sont donc identifiés dont 7 sont munis d'un barrage à forte contenance à leur exutoire. Ceux-ci sont ici définis en tant que réservoir dans SWAT. Plusieurs autres barrages à faible contenance sont présents sur le réseau hydrographique, mais ils ne sont pas considérés dans le modèle. Dix surfaces d'eau non identifiées ont été attribuées d'un acronyme (L1 à L10) pour fin d'identification. Une liste des étendues d'eau du bassin et de leur superficie est présentée à l'annexe B. Les détails des exutoires des lacs ainsi que les données historiques tels que les débits sont parfois incomplètes ou indisponibles. Les informations nécessaires à la modélisation des lacs dans SWAT dépendent cependant du type de fonctionnement de ces réservoirs d'eau tel qu'abordé au chapitre 2.

Tableau 3.5 : Caractéristiques des réservoirs avec barrage à forte contenance

Nom	Volume [m ³]	Superficie [m ²]
Montagne Noire	6.0E+06	2.8E+06
Papineau	9.1E+05	8.2E+05
Ludger	3.0E+06	1.6E+06
Brûlé	6.0E+06	2.7E+06
Manitou	3.7E+06	4.1E+06
Cornu	2.8E+06	1.4E+06
Des Sables	5.3E+06	3.0E+06
Raymond	1.4E+06	7.0E+05

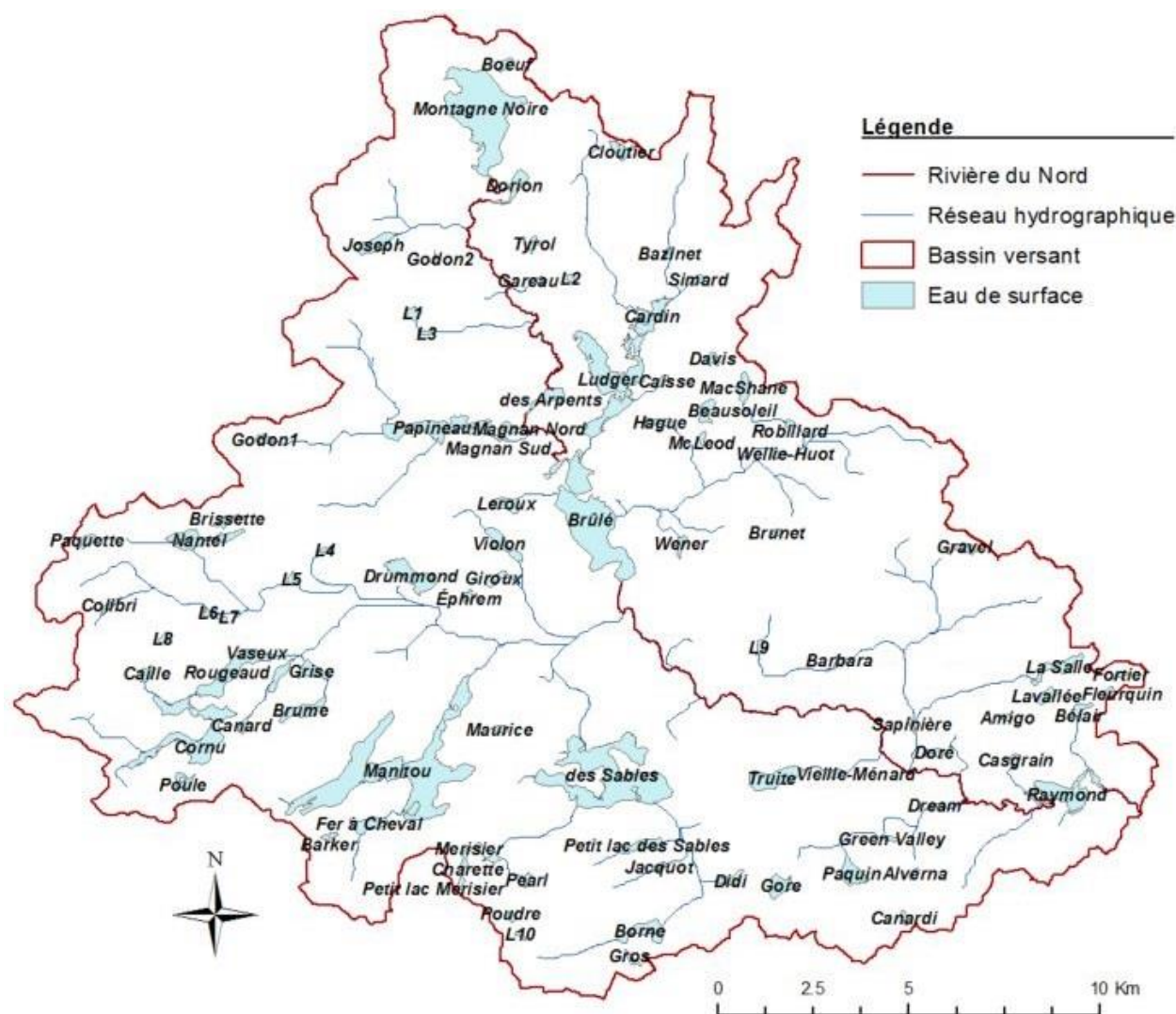


Figure 3.6 : Eaux de surface, bassin versant du lac Raymond

Seules les variables connues telles que l'emplacement, la superficie et le volume des lacs sont utilisées. Cependant, les résultats de simulation des lacs tels que les niveaux et les volumes d'eau ne sont pas calibrés et ils sont ainsi non représentatifs. Par ailleurs, l'accumulation de l'eau effectuée par SWAT est contrôlée par les débits sortant des réservoirs. Ceux-ci sont pris en considération lors de la calibration du débit.

La division du bassin versant illustrée à la figure 3.7 a été effectuée en fonction des superficies de drainage correspondant aux principales sources d'eau du réseau hydrographique telles que les lacs et réservoirs. Une seconde division est effectuée à la section 2.3.1 afin d'obtenir les sous bassins nécessaires au paramétrage du modèle.

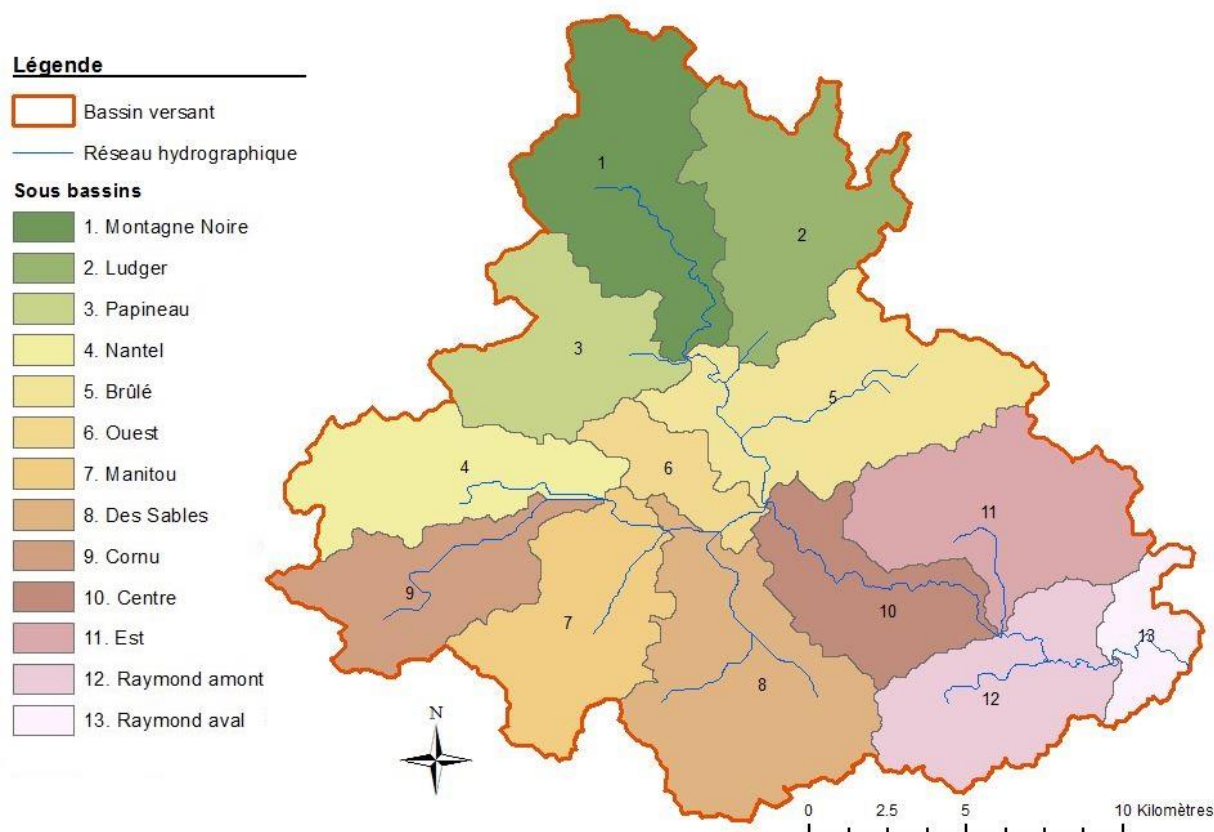


Figure 3.7 : Sous-bassins versant

À la figure 3.8, l'ordre des cours d'eau selon la classification de Strahler permet d'illustrer la ramification du réseau de drainage. Un ordre de 5 est d'ailleurs attribué à la rivière du Nord à l'exutoire du bassin. Une densité de drainage est déterminée à 0.57 selon le ratio de la longueur du réseau et de la surface du bassin. Ces indicateurs permettent ici d'évaluer le potentiel de drainage du réseau hydrographique. Ainsi, leurs valeurs relativement élevées indiquent un drainage rapide du bassin selon une densité importante du réseau.

Tableau 3.6 : Caractéristiques hydrographiques du bassin versant

Item	Commentaire
Surface du bassin versant	41 652 ha
Ordre du cours d'eau principal à l'exutoire	5
Densité de drainage ($\Sigma L/A$)	0.57

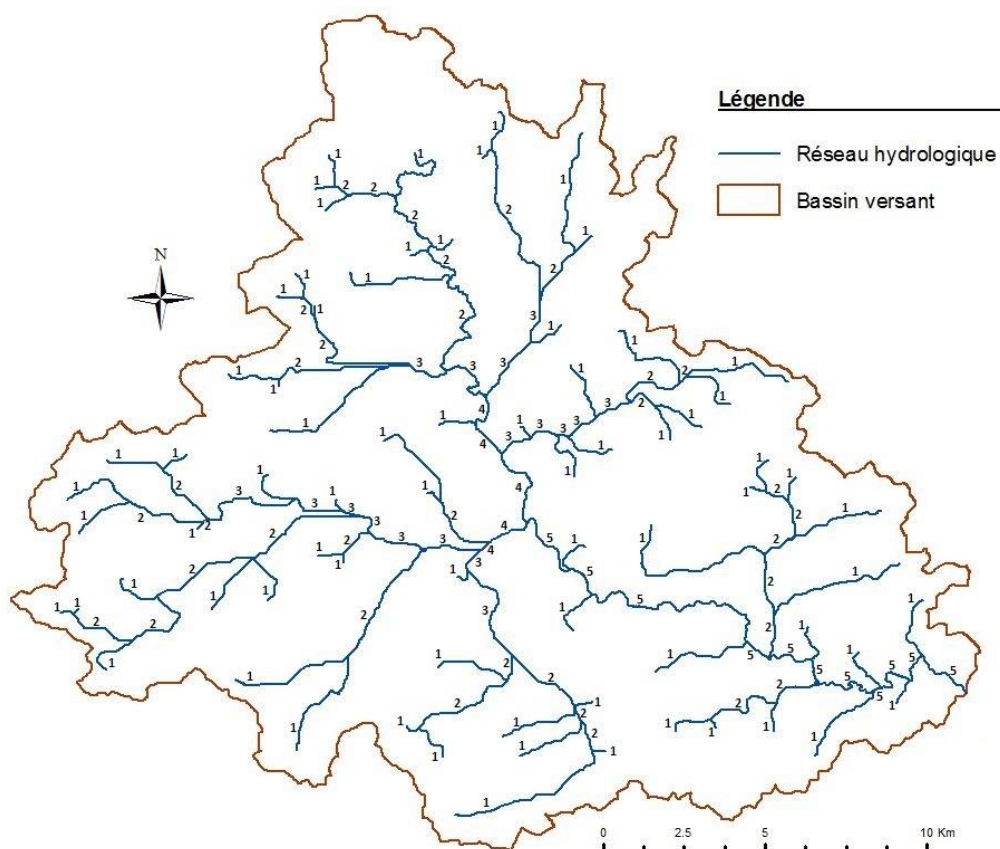


Figure 3.8 : Classification des cours du bassin versant

La station hydrométrique du CEHQ 040122 situé à Sainte-Agathe-des-Monts permet l'analyse des débits historiques de même que la calibration du débit au sein du modèle.

Pour la période d'activité de la station hydrométrique, un débit minimal et maximal de 0.6 et 79 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ respectivement sont notés. Cette série chronologique permet de déterminer les crues pour différentes périodes de retour. La méthode de Gumbel est utilisée à cette fin. Le débit maximal historique est alors associé à une période de retour de 44 ans.

Tableau 3.7 : Débits historiques à la station CEHD 040122, rivière du Nord. (CEHQ, 2016)

Année	Débit [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$]			
	Minimum	Moyenne	Médiane	Maximum
2010	1.177	6.68	4.17	43.0
2011	1.425	8.02	4.27	57.2
2012	0.900	5.37	3.76	50.3
2013	1.708	7.78	4.05	49.5
2014	1.303	7.78	4.02	50.9
1971-2014	0.610	7.00	4.12	78.9

Tableau 3.8 : Crue de la rivière du Nord

Période de retour T (ans)	Probabilité de non- dépassement p	Crue Q_T [m³ s⁻¹]
2	50 %	51
5	80 %	60
10	90 %	66
20	95 %	72
25	96 %	74
50	98 %	80
100	99 %	86

3.1.3 Utilisation du territoire

La prise en compte de l'utilisation du territoire dans le modèle permet de dicter le comportement de l'eau ainsi que des contaminants en surface du sol ou des terres. Telle que présenté à la section précédente, la superficie des étendues d'eau au sein du bassin est considérable. Néanmoins, la couverture forestière domine en termes de proportion de la surface occupée. Les simulations du modèle sont donc principalement influencées par une dynamique forestière. De ce fait, Andréassian (2002) a évalué l'impact de la forêt sur le comportement hydrologique d'un bassin versant. Cette influence se traduit par une plus grande consommation d'eau qu'un autre couvert végétal et par la réduction des pointes de crues de même que les périodes d'étiages. L'impact d'un couvert forestier est néanmoins différent d'un bassin à l'autre.

Tableau 3.9 : Informations sur les données d'utilisation du territoire

Item	Commentaire
Producteur	Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC)
Titre	Utilisation des Terres en 2010 (UT10)
Forme de représentation spatiale	Quadrillage
Résolution spatiale	30 mètres
Description géographique	Canada, zone UTM 18

Également, les zones urbaines présentent une surface équivalente à celle occupée par l'eau. Elles sont principalement représentées par des secteurs résidentiels, mais aussi par des secteurs commerciaux et industriels. L'impact de l'urbanisation sur le ruissellement a d'ailleurs été abordé à la section 2.4. D'autres superficies d'eau non contributive au réseau hydrographique sont présentes telles que des étangs ou des marais. On retrouve ces surfaces dans la classe de zones humides et celles-ci représentent la plus faible proportion du bassin versant.

La figure 3.9 permet de contempler l'étendue de la couverture terrestre du BVLR. Il est à noter que le bassin est traversé par l'autoroute des Laurentides, la route nationale 117 ainsi que par la route régionale 329. Ces dernières représentent par conséquent un certain risque environnemental considérant l'impact d'un accident de la route impliquant un déversement de produits chimiques ou d'hydrocarbures.

Tableau 3.10 : Distribution de l'utilisation du territoire

Type	Code	Superficie (ha)	Superficie (%)
Forêt mixte	FRST	34 003	81.6
Eau	WATR	3 108	7.5
Urbain	URBN	3 069	7.4
Route	UTRN	1 237	3.0
Zone humide	WETF	235	0.6
		41 652	100.0

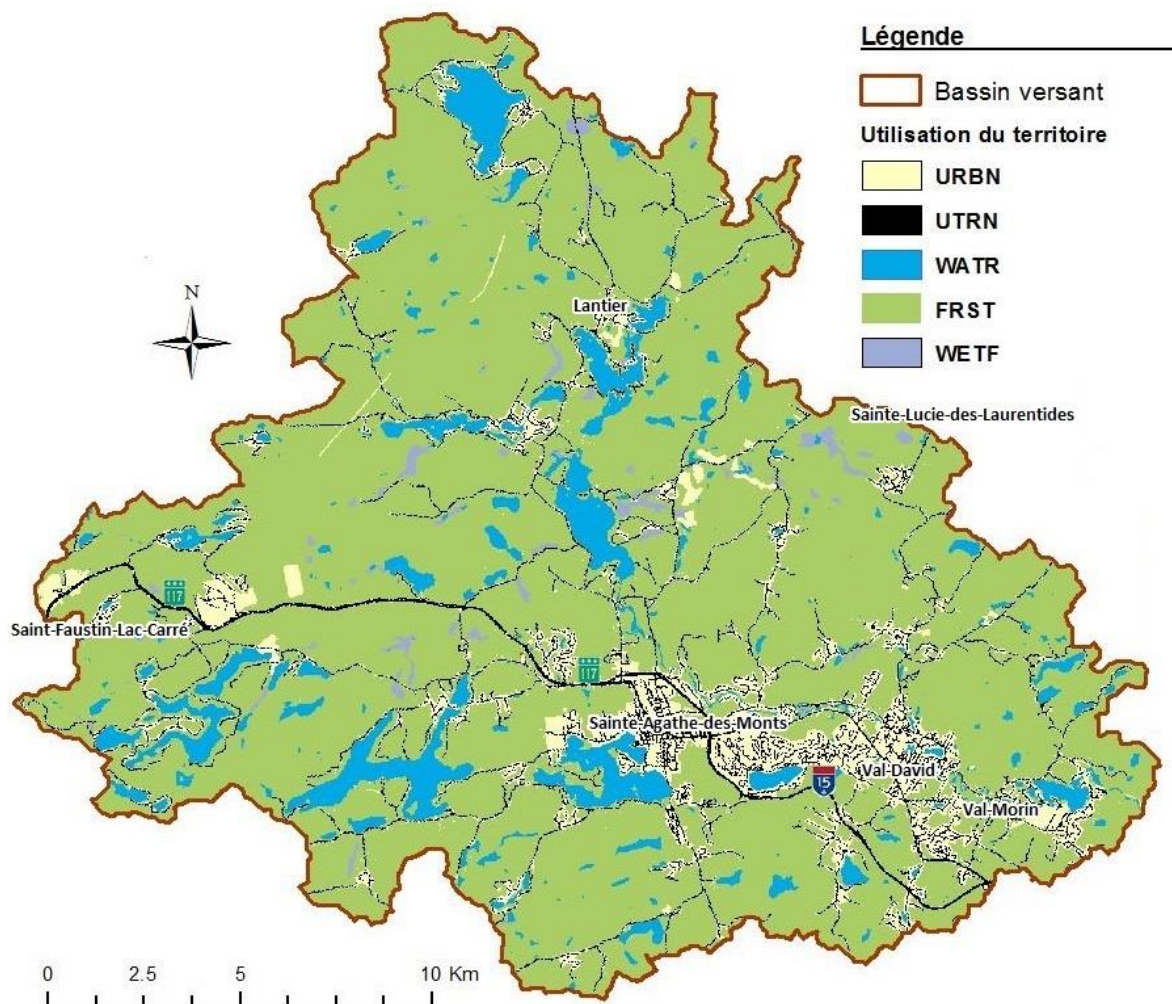


Figure 3.9 : Utilisation du territoire, données tirées de AAC (2015)

3.1.4 Pédologie

Les réponses hydrologiques sont sensibles aux caractéristiques de sols d'où l'importance d'acquérir des informations représentatives à leur sujet. Des données numériques en couches vectorielles sont utilisées pour caractériser les sols du BVLR. Depuis une banque de données mères, ces données sont intégrées au modèle depuis leur cartographie. La distribution des différentes minéralogies des sols se fait par leur regroupement en dix types de sols. Leurs noms sont d'ailleurs attribués en fonction de leur emplacement géographique.

Tableau 3.11 : Informations sur les données numériques de pédologie

Item	Commentaire
Source	MAPAQ via IRDA
Échelle de numérisation	1:20 000
Année de numérisation	1998 – 2006
Numéro des feuillets utilisés	31G16201, 31G16202, 31J01101, 31J01102, 31J01201, 31J01202
Type de données	Couches de données vectorielles 2D
Référence géodésique	NAD83 CSRS
Référence ellipsoïde	GRS80

Tableau 3.12 : Distribution des sols du bassin versant

Nom	Code	Superficie (ha)	Superficie (%)
Alluvions non-différenciées	ALL	1 686	4.0
Guindon	GDO	1 592	3.8
Ivry	IVR	2 113	5.1
Lakefield	LKF	269	0.7
Marais	MEM	167	0.4
Morin	MOI	223	0.5
Saint-Faustin	SFU	1 951	4.7
Saint-Gabriel	SGB	4 897	11.8
Saint-Agathe	SNG	25 757	61.8
Étendue d'eau	ZZZ	2 970	7.1

Les sols sableux sont en prédominance avec les types *SGB* et *SNG*. Une infiltration rapide est donc attendue des sols puisque ces derniers sont majoritairement très bien drainés. Les sols présentent indépendamment une à quatre couches. Les premiers 100 mm du sol ont d'ailleurs la plus grande influence sur l'hydrologie et l'érosion dans SWAT. Les caractéristiques des sols pour chacune de leurs couches sont présentées à l'annexe E. Leurs aspects qualitatifs sont présentés au tableau ci-dessous.

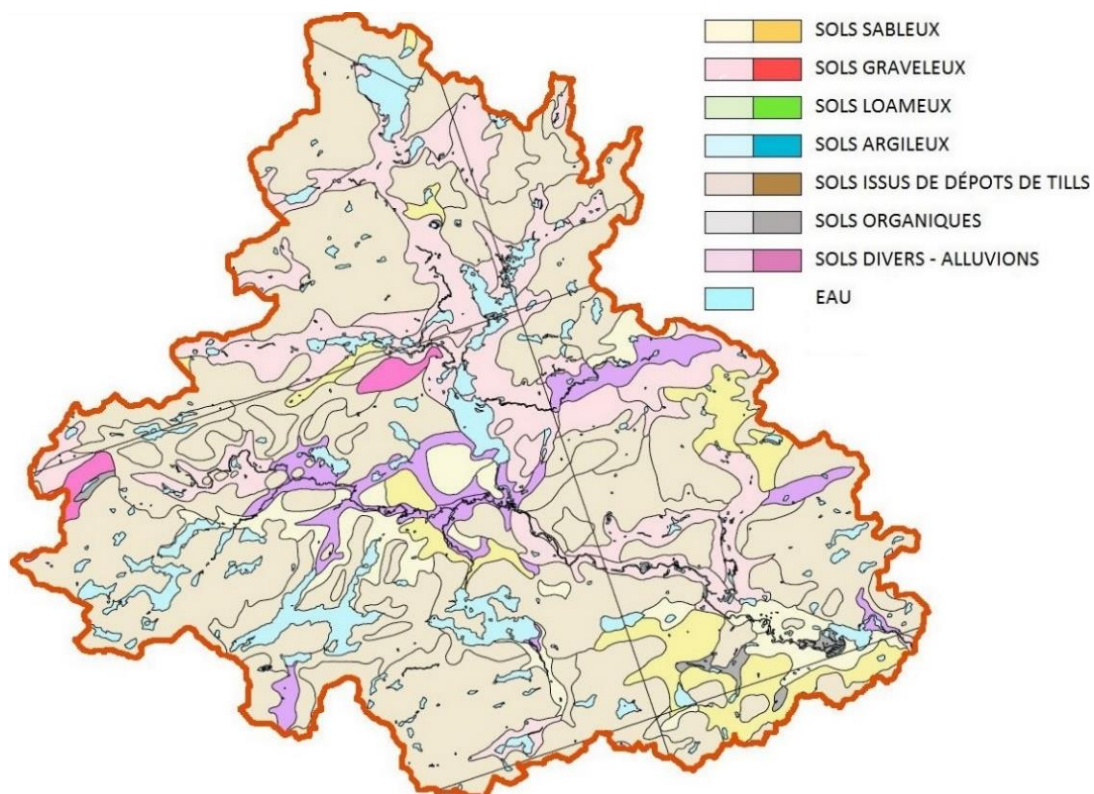


Figure 3.10 : Cartographie des classes minéralogiques

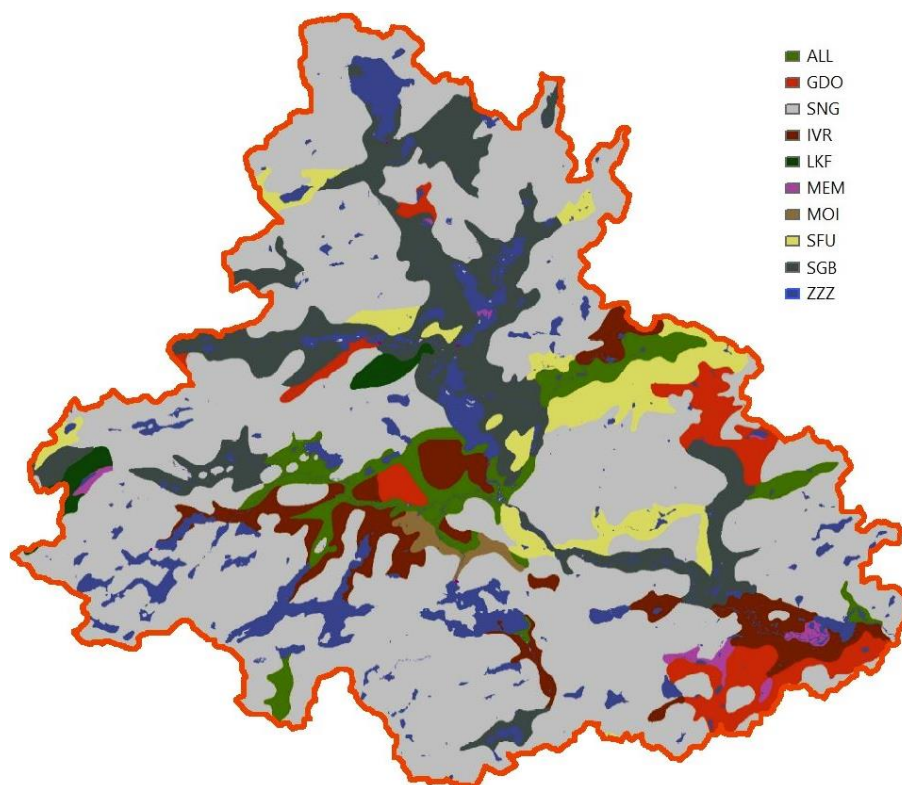


Figure 3.11 : Pédologie du territoire

Tableau 3.13 : Classification des sols minéraux du bassin versant du lac Raymond

Code	Sous-groupe	Classe de drainage	Mode de déposition	Granulométrie	Classe de profondeur	Classe calcaire	Groupe hydrologique
GDO		Bien drainé	Fluvatile	Sableux	Profond	Non calcaire	A
IVR		Très rapidement drainé	Fluvatile	Sableux	Profond	Non calcaire	A
LKF	Podzol humo-ferrique orthique	Bien drainé	Morainique	Loameuse - grossière	Lithique mince	Non calcaire	C
MOI		Très rapidement drainé	Fluvatile	Sableux	Profond	Non calcaire	A
SFU		Très rapidement drainé	Fluvio-glaciaire	Squelettique-sableux	Profond	Non calcaire	A
SGB		Très rapidement drainé	Fluvio-glaciaire	Squelettique-sableux	Profond	Non calcaire	A
SNG		Bien drainé	Morainique	Loameuse - grossière	Profond	Non calcaire	B

La réserve utile en eau du sol (SOL_AWC) est un paramètre non disponible. Elle est pourtant requise dans les calculs des eaux souterraines. Une valeur nulle peut y être attribuée sans échec du modèle, mais ceci implique une représentation erronée du comportement des aquifères. Une fonction de pédotransfert permet ici d'estimer les valeurs initiales des réserves utiles en eau à partir des caractéristiques des sols disponibles telles que les teneurs en sable et en argile. Le logiciel *SPAW* développé par le USDA (United States Department of Agriculture) est utilisé à cette fin. Aucun roc n'est présent dans les premières couches de sol malgré sa présence soutenue au parc régional de Val-David-Val-Morin où une pratique d'escalade y est reconnue.

3.1.5 Météorologie

SWAT permet l'utilisation de cinq types de données pour effectuer une simulation soit la température, les précipitations, la vitesse du vent, l'humidité relative et la radiation solaire. Leur inclusion ou exclusion dépend du modèle d'évapotranspiration utilisé tel qu'abordé à la section 3.2.1. Ces données peuvent être intégrées au modèle soit en tant qu'observation ou en tant que variable simulée. Par contre, la simulation de données est effectuée en fonction de données moyennes mensuelles ou annuelles et une trop faible variabilité temporelle est alors impliquée. Ce type de données est donc rejeté. Ainsi, les observations journalières de précipitations et de températures représentent les données climatiques du modèle. Ce choix s'appuie sur la disponibilité spatio-temporelle limitée des données climatiques.

Une erreur relative maximale de 10% sur les données de précipitations mesurées est considéré comme étant acceptable (Winter, 1981). Cependant, une erreur de 30% peut être attribuée aux précipitations sous forme de neige (Larson & Peck, 1974). Lors de la calibration du modèle, une erreur de 15% est donc prise en compte car le bassin à l'étude comprend une fraction importante de ses précipitations sous forme de neige.

L'utilisation de deux séries de données climatiques est d'ailleurs primée afin de rencontrer les objectifs de cette étude. D'une part, les données provenant de Ressources Naturelles Canada (RNCAN) (Hutchinson et al., 2009) (Hopkinson et al., 2011) (McKenney et al., 2011) et acquises via Ouranos couvrent toute la superficie du bassin versant à l'étude selon une large période historique (1950 à 2013). Cependant, ces données ne couvrent pas la plage de 2015-2016 qui sont les années utilisées pour la simulation d'*E. coli*. De ce fait, les données publiques du gouvernement du Canada (2016) couvrant la période 2015-2016 sont également utilisées. Cependant, ces données ne bénéficient pas d'une aussi bonne couverture spatiale que les données de RNCAN. Les caractéristiques des données climatiques sont présentées au tableau 2.15.

Tableau 3.14 : Caractéristiques des données climatiques

Source	RNCAN	Climat Canada
Type de couverture	Surfacique	Ponctuelle
Couverture	Polygone	3 stations climatiques
Période couverte	1950-2013	1995-2016
Type de données	Température et précipitations	Température et précipitations

Une première calibration du modèle hydraulique a été effectuée avec les données de RNCAN. La validation de ce modèle permettra ensuite d'utiliser les paramètres obtenus afin de calibrer une seconde fois le modèle avec données de Climat Canada. La prochaine figure ci-dessous permet de contempler les plages de disponibilités des données climatiques. Le choix des périodes de calibration et de validation du débit est d'ailleurs conséquent de ces disponibilités.

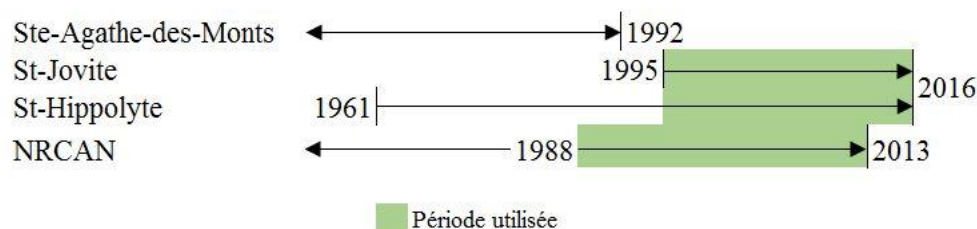


Figure 3.12 : Plage de disponibilités des données climatiques

Avec les données de Climat Canada, seules les stations de St-Jovite et de St-Hippolyte sont utilisées. N'étant plus en service depuis 1992, la station de Sainte-Agathe-des-Monts n'a pas été intégrée comme troisième station. Le tableau 2.16 présente les caractéristiques des deux stations utilisées. Il est à noter que ces stations sont situées à l'extérieur du bassin versant, mais leur emplacement géographique est pris en compte dans SWAT selon leur distance de chacun des sous bassins. Leurs emplacements permettent d'ailleurs obtenir une variabilité spatiale satisfaisante telle qu'illustrée à la figure 2.15.

Tableau 3.15 : Caractéristiques des stations climatiques de Climat Canada

Nom	Saint-Jovite	Saint-Hippolyte
No de station	703GDKB	7037310
Latitude	46°04'49.000" N	45°59'00.000" N
Longitude	74°33'21.000" O	74°00'00.000" O
Altitude	238.50 m	365.80 m
Identification OMM	71376	-
Identification TC	WJT	-

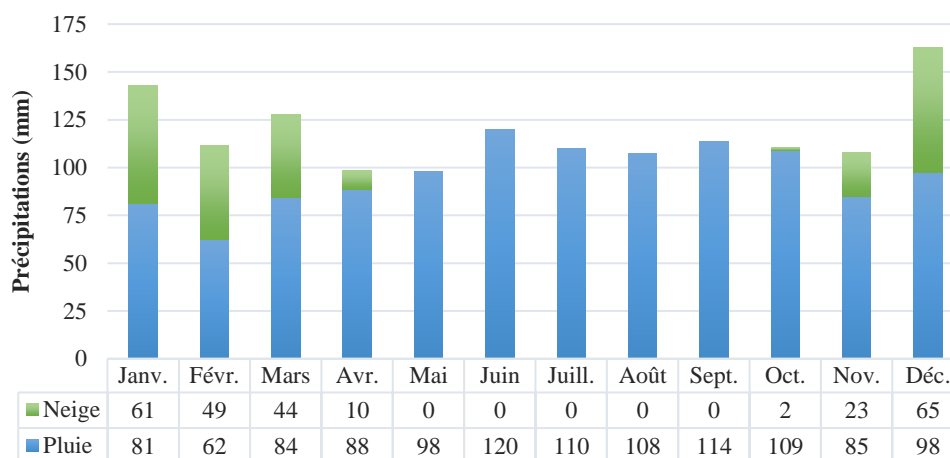


Figure 3.13 : Moyennes mensuelles de précipitations entre 1995 et 2016. Stations St-Jovite et St-Hippolyte. (Canada, 2016)

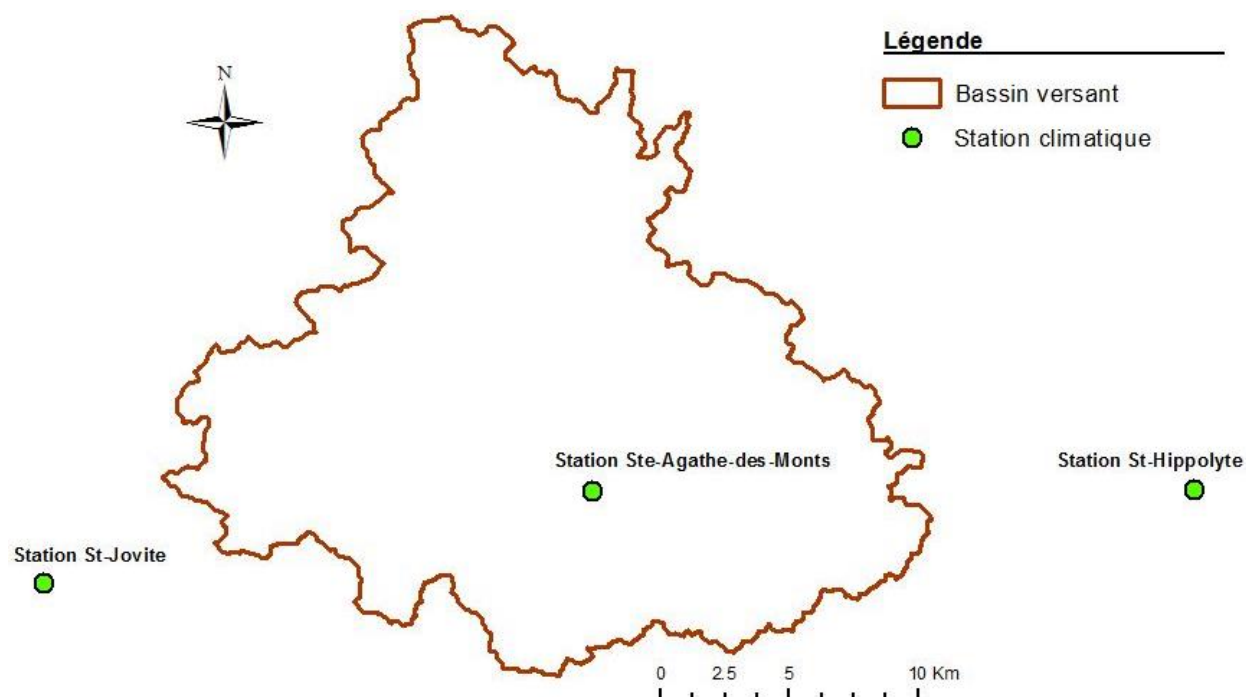


Figure 3.14 : Localisation des stations climatiques de Climat Canada

3.1.6 Définition du bassin versant

Les caractéristiques du bassin versant abordées précédemment permettent la définition numérique de celui-ci par l'entremise de son paramétrage. Pour fin d'identification, le modèle est nommé *LacRaymond_ArcSwat*. Cette section présente les différents attributs et propriétés nécessaires au paramétrage du modèle.

Les extensions des paramètres sont relatives au fichier correspondant dans la banque de données d'entrée. Chacun de ces fichiers est utilisé selon les processus à modéliser sur différentes échelles. Le niveau de détails permet la distinction de ces échelles. Respectivement, on dénote trois entités : le bassin versant, le sous-bassin versant et l'URH où chacun d'eux composent le précédent.

La topographie guide le tracé du bassin versant. Son contour est ainsi défini comme la ligne de partage des eaux. Tout volume d'eau entrant dans le bassin par cette frontière contribue alors au débit de l'exutoire. Ce dernier est positionné en aval du lac Raymond afin de prendre en considération toutes les surfaces qui lui sont adjacentes. Les sous-bassins sont ensuite tributaires du réseau hydrographique par le biais de ses nœuds. Ils permettent ainsi des analyses partielles du bassin versant pour chacune des parties intégrantes du réseau. L'ajout supplémentaire de sous-bassins à des endroits clés est effectué pour optimiser la variabilité spatiale des résultats puisque

les résultats sont analysés par sous-bassin. Il est à noter que la numérotation des sous-bassins ne sert qu'à identifier ces derniers au sein du modèle.

Tableau 3.16 : Description des fichiers d'entrées

Échelle	Extension	Description
Bassin versant	file.cio	Fichier maître du bassin versant
	.fig	Fichier de configuration définissant le réseau de routage
	.bsn	Fichier de paramétrage du bassin versant
	.pcp	Fichier de données de précipitations journalières mesurées
	.tmp	Fichier de données de températures minimum et maximum mesurées
	crop.dat	Banque de données de l'utilisation des terres
	fert.dat	Banque de données des engrais et fumiers
	urban.dat	Banque de données de zones urbaines
Sous bassin	.wwq	Fichier de paramétrage de la qualité de l'eau
	.sub	Fichier de paramétrage des sous bassins versant
	.pnd	Fichier de paramétrage des lacs et des zones humides
	.rte	Fichier de paramétrage du cours d'eau principal
	.sep	Fichier de paramétrage des systèmes septiques
	.recday	Fichier de données mesurées de source de pollution ponctuelle.
	.swq	Fichier de paramétrage de la qualité de l'eau en rivière
	.res	Fichier de paramétrage des réservoirs
URH	.lwq	Fichier de paramétrage de la qualité de l'eau des réservoirs
	.hru	Fichier de paramétrage des URH
	.mgt	Fichier de paramétrage de gestion agricole des sols
	.sol	Fichier de paramétrage des sols
	.gw	Fichier de paramétrage des eaux souterraines

Le réseau hydrographique est défini automatiquement par SWAT et il n'est donc pas nécessairement fidèle au réseau réel en raison de la résolution des données topographiques et de la densité du réseau de drainage désirée. Une édition manuelle est réalisée afin de mieux représenter l'emplacement des étendues d'eau tel que les lacs et les milieux humides depuis les données d'Abrinord. Cependant, plusieurs points d'eau présents sur le bassin versant sont des zones humides ou des étendues d'eau sans exutoire permanent. Ceux-ci ne sont pas considérés dans l'ajustement des sous bassins. Aussi, la rivière du Nord géo-référencée par Abrinord est utilisée afin d'implanter le cours d'eau principal au sein du modèle. Ce cours d'eau est donc géographiquement représenté de manière fidèle. La figure 3.15 présente la division du bassin versant en sous-bassins de même que la numération qui leur sont attribuée.

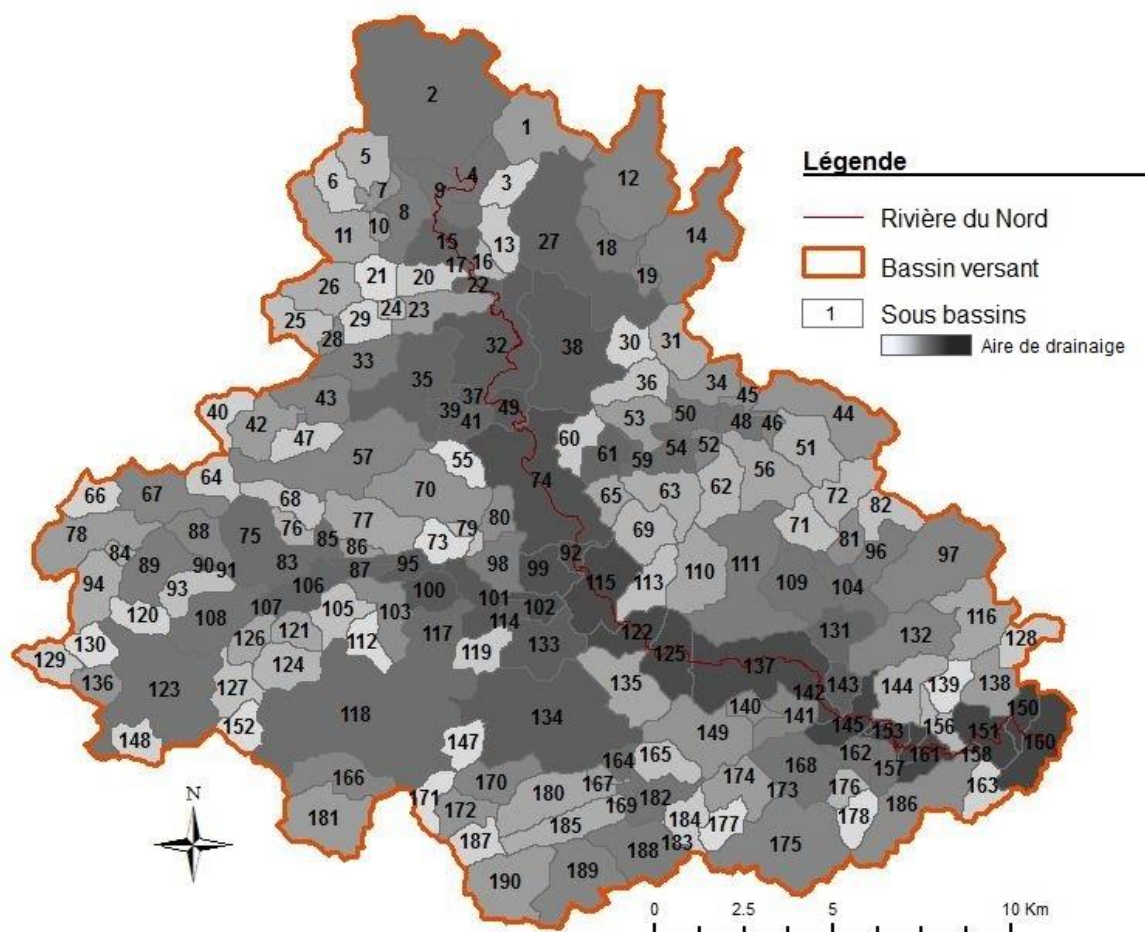


Figure 3.15 : Numérotation des sous-bassins

3.1.7 Unités de réponses hydrologiques (URH)

La création des URH permet d'effectuer les simulations selon un niveau de détails optimal pour l'obtention d'une variabilité spatiale maximale des caractéristiques du bassin versant. Chaque URH regroupe et organise ainsi un ensemble unique d'informations nécessaires aux routines de SWAT. Le nombre total d'URH d'un bassin versant est relatif à la superficie de celui-ci et du détail de ses caractéristiques. Une aire moyenne des URH représentant un minimum de 2% de la superficie du bassin est suggérée par SWAT (Arnold, Kiniry, et al., 2012).

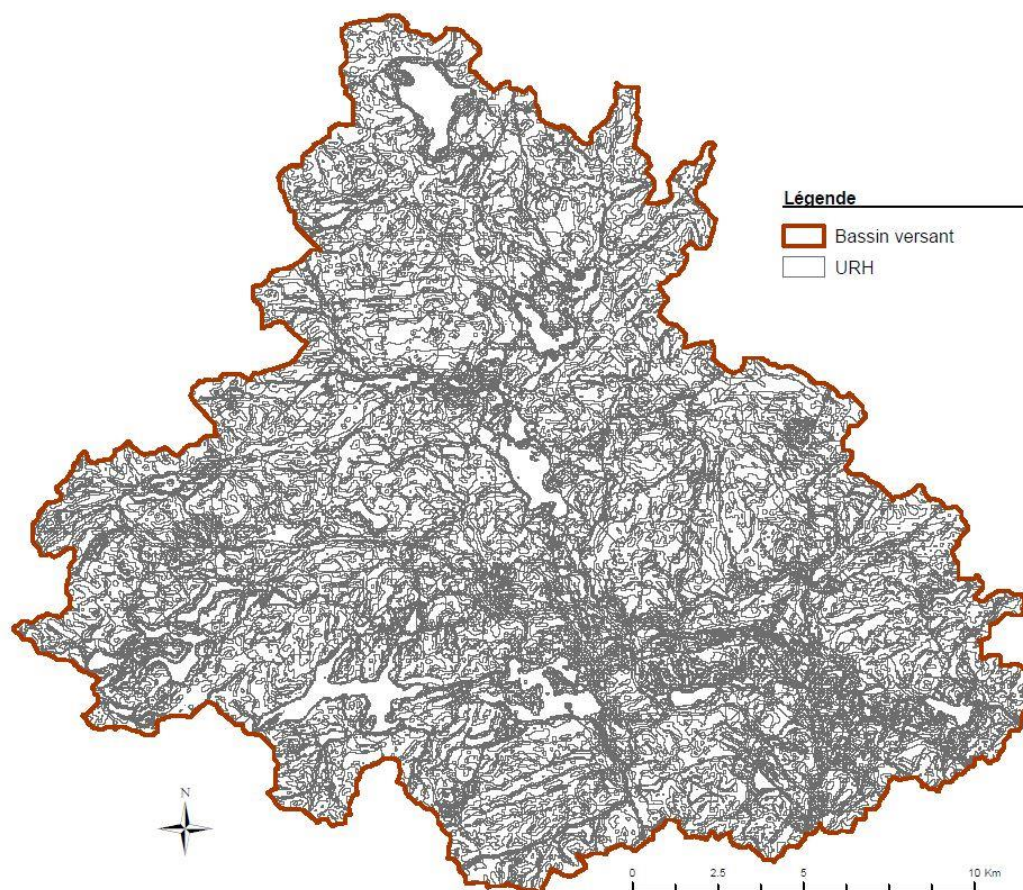


Figure 3.16 : Distribution géographique des URH

Tableau 3.17 : Caractéristiques des URH

Item	Commentaire
Nombre	2 493
Aire moyenne	16.7 ha – 0.04 %
Ratio par sous-bassin	13:1

3.2 Sources de contamination fécale

Cette section présente le paramétrage du modèle afin d'analyser la contamination fécale de l'eau au sein du BVLR. Pour se faire, le transport et le devenir de l'indicateur *E. coli* est simulé avec SWAT suite à la modélisation de l'hydrologie du bassin. Également, la considération des matières en suspension comme véhicule de la bactérie *E. coli* vient compléter les simulations. L'intégration de ce modèle bactériologique est effectué selon les méthodes prescrites par Parajuli (2007). De prime abord, la caractérisation des sources de contamination fécale est effectuée. La

méthodologie et les informations nécessaires à la simulation de ces sources sont ensuite abordées. Les années 2015 et 2016 sont utilisées à cette fin.

Une source contamination dans SWAT se distingue en deux catégories soit la contamination ponctuelle ou diffuse. Ces sources se caractérisent respectivement par l'ajout d'un contaminant à un endroit précis ou bien uniformément sur une surface donnée. Ces processus peuvent s'appliquer simultanément dans le cadre de la modélisation de plusieurs sources de contamination et ce de manière continue ou non. Le tableau 3.19 présente les informations nécessaires à la simulation des sources de contamination fécale simulées au sein du BVL. Les impacts respectifs de ces sources seront analysés de manière globale ainsi qu'individuellement. Néanmoins, ces sources sont non exhaustives puisqu'il est improbable de connaître toutes les sources possibles en temps réel (par exemple, la localisation exacte de la faune aquatique).

Tableau 3.18 : Informations nécessaires à la simulation de sources de contamination fécale

Contamination	Description	Informations nécessaires
Ponctuelle	Station d'épuration d'eaux usées	Emplacement géographique
		Volume déversé [m ³]
		Concentration en <i>E. coli</i> [UFC/100mL]
Diffuse	Système d'assainissement résidentiel/ fosse septique	Nombre de fosses septiques défectueuses
		Contamination [kg ha ⁻¹ d ⁻¹]
		Surface de contamination (ha)
	Faune	Concentration en <i>E. coli</i> [UFC/g]
		Contamination [kg ha ⁻¹ d ⁻¹]
		Surface de contamination [ha]
	Remise en suspension de sédiments	Concentration en <i>E. coli</i> [UFC/g]
		Régime hydraulique
		Concentration en <i>E. coli</i> [UFC/100mL]

3.2.1 Source ponctuelle : Rejet d'eaux usées

La source de contamination ponctuelle se définit par le rejet d'un effluent d'une station d'épuration d'eaux usées municipale avec abattement normal des concentrations d'*E. coli* ainsi que par les débordements par surverse d'affluents non traités. D'une part, trois municipalités avec un système d'épuration des eaux se situent en amont du lac Raymond le long de la rivière du Nord.

Tableau 3.19 : Stations d'épuration en amont du Lac Raymond. tiré de MAMROT (2013)

Nom	Val-Morin	Val-David	Sainte-Agathe-des-Monts
Station No	63530-1	63530-2	63610-1
Type	Fosse septique	Étangs Aérés	Boues activées
Mise en service	1980-01	1981-06	1986-11
Population concept.	105	4 200	11 500
Débit moyen [m ³ d ⁻¹]	1	1 640	8 786
Charge Moyenne DBO ₅ [Kg d ⁻¹]	-	200	776
Nombre d'ouvrages de surverse	0	0	6

Dans le cadre de cette étude, seuls les ouvrages de surverse associés à la station d'épuration de Sainte-Agathe-des-Monts est intégrée au modèle bactériologique car ils représentent une source de rejets non-traités ayant des concentrations élevées. Les débordements simulés sont caractérisés avec les informations recueillies à la ville de Sainte-Agathe-des-Monts (2016). Les étangs aérés de la municipalité de Val-David sont ici considérés avoir une charge de contaminants fécaux négligeables dans la rivière du Nord. Les rapports de performance des ouvrages d'assainissement d'eaux usées de cette municipalité ont d'ailleurs révélé aucune défaillance pour l'année 2015.

Tableau 3.20 : Caractérisation de la source de contamination ponctuelle

Item	Commentaire
Station	Sainte-Agathe-des-Monts
Nombre d'ouvrage de surverse simulé	4
Emplacement	A: 46° 2' 58.58''N, 74° 15' 52.23''O
	B: 46° 2' 41.94''N, 74° 14' 56.98''O
Fichier de paramétrage	Recday.dat
Apport en <i>E. coli</i> (Madoux-Humery, A.S. et al., 2015)	1.0X10 ⁶ UFC/100ml
Apport en MES (Madoux-Humery, A.S. et al., 2015)	50 mg L ⁻¹

Deux emplacements sont utilisés pour la simulation des débordements. La station A inclut trois ouvrages : le régulateur Brissette, la station d'épuration (amont prétraitement) et la station d'épuration (poste de relèvement). La station B inclut seulement qu'un ouvrage soit la station Rivière du Nord. Une distance en rivière d'environ 1 750 mètres sépare ces deux emplacements. Également, plus de 12.5 kilomètres en rivière distancent les stations d'épurations du lac Raymond.

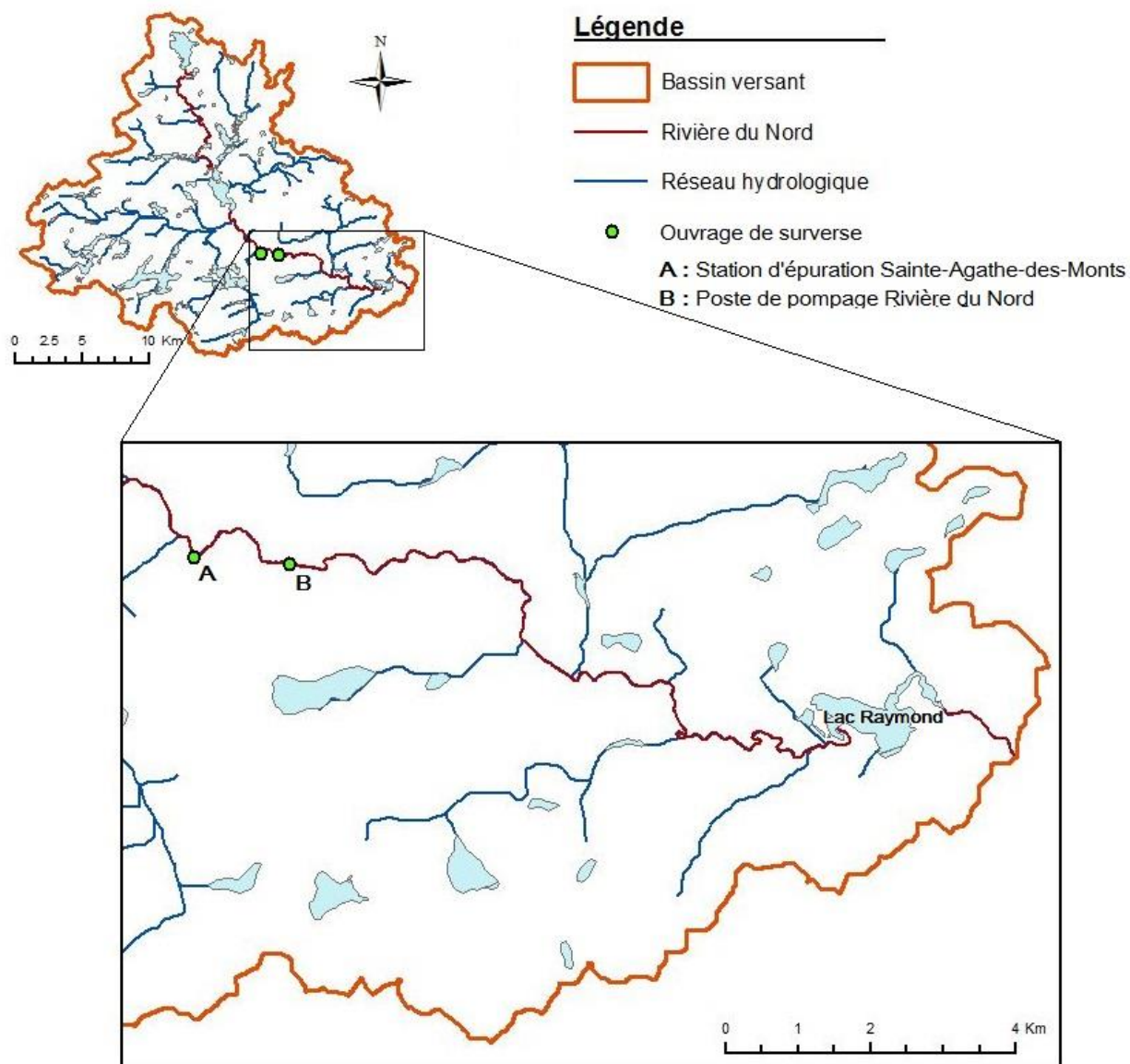


Figure 3.17 : Localisation des ouvrages de surverses de Sainte-Agathe-des-Monts

Les apports en *E. coli* et en MES des débordements par surverses sont considérés constants et proportionnels aux volumes d'eaux usées déversés. L'effet d'un lessivage en début de surverse de type « *first flush* » est considéré nul, une hypothèse raisonnable selon les résultats de Madoux-Humery, A.S. et al. (2015) pour les débordements de réseaux d'égouts. Étant des données mesurées, les eaux de surverse ne sont pas influencées par la cause du débordement telle que la fonte de neige, des précipitations abondantes ou un rejet pour entretien. Néanmoins, ces données sont parfois incomplètes et offrent très peu de variabilité temporelle. Elles sont composées d'un nombre de débordements produits par jour accompagné d'un volume et d'une durée de surverse.

Une mesure de débordement exclue parfois une à deux de ces variables. Pour compléter ces données, il est supposé que les volumes déversés par surverse aient un débit constant étant donné qu'aucune variation horaire n'est disponible à leur sujet. Cette hypothèse s'accorde d'ailleurs avec le pas de temps de simulation journalier. Ainsi, un débit a été déterminé pour chaque ouvrage de surverse en fonction des volumes et durées de débordement recensés. L'ensemble des informations sur les événements de surverse est présenté à l'annexe G. Un total de 76 et de 61 débordements sont simulés en 2015 et 2016 respectivement pour une fréquence journalière totale de 19%.

Enfin, la station d'épuration est considérée avoir un abattement d'*E. coli* de 4 log (Bourrier, 2008) pour un débit journalier moyen de $8\,786\text{ m}^3\text{d}^{-1}$. Une charge minimale en *E. coli* est alors déversée quotidiennement depuis cette source de contamination ponctuelle.

Tableau 3.21 : Caractéristiques des débordements par surverse, Sainte-Agathe-des-Monts (2016)

Ouvrage de surverse	Débit moyen [m^3s^{-1}]	Nombre de débordements	
		2015	2016
Régulateur Brissette	1.44	12	24
Station d'épuration (amont prétraitement)	0.001	34	18
Station d'épuration (poste de relèvement)	1.20	0	7
Station Rivière du Nord	1.20	30	12

3.2.2 Source diffuse : Fosses septiques

Malgré la présence d'usines d'épurations municipales d'eaux usées au sein du BVLR, plusieurs secteurs résidentiels sont munis de fosses septiques. Certaines de ces unités peuvent être défaillantes et libérer une charge quelconque de microorganismes d'origine fécale dans l'environnement. Ces unités de traitement sont alors prises en compte comme une source de contamination diffuse. Il est ici considéré que l'emplacement et l'état fonctionnel des fosses septiques résidentielles sont des informations inconnues. La modélisation de cette source de contamination est alors basée sur les hypothèses suivantes:

- L'utilisation du sol de type urbaine (*URBN*) est utilisée pour définir l'emplacement des fosses septiques résidentielles selon l'échelle d'une unité de réponse hydrologique (URH). Seulement les zones urbaines de type rurale sont considérées ayant une fosse septique. Ces zones rurales sont définies selon leur distance d'une municipalité ayant une station d'épuration.
- Une proportion de 30 % des fosses septiques sont défaillantes.

- c) La portion de fosses septiques défaillantes est définie aléatoirement au sein de la zone urbaine rurale.
- d) Les fosses septiques définies comme non-défaillantes ont une contribution nulle à la contamination fécale au sein du bassin versant.
- e) Le débit d'effluent d'une fosse septique est défini à $0.75 \text{ m}^3 \text{d}^{-1}$ basé sur une consommation d'eau unitaire de $300 \text{ Lp}^{-1} \text{d}^{-1}$ pour 2.5 personnes par ménage (Brière, 2012).
- f) Un apport en *E. coli* de 6.3×10^6 UFC/100ml est fixé pour les fosses septiques défaillantes (Overcash & Davidson, 1980).

Les sources diffuses sont intégrées dans SWAT en utilisant un outil de gestion agricole. L'épandage d'engrais ou de fumier est ainsi adapté pour simuler l'apport en microorganismes d'origine fécale au sein d'un URH. Un fumier aux caractéristiques d'un effluent de fosse septique défaillante est ici utilisé à cette fin. Une incorporation immédiate de ce fumier dans la première couche de sol est utilisée pour simuler l'apport d'*E. coli* journalier d'une fosse septique. Ainsi, l'ajout d'une quantité constante et uniforme de matière fécale est simulé à chaque jour. Les coefficients d'inactivation ou de mortalité de la bactérie *E. coli* sont présentés dans la section 3.5.6.

Tableau 3.22 : Informations sur la simulation d'un effluent de fosse septique

Item	Commentaire
Fichier de paramétrage	.mgt2
Zone	URBN
No d'opération	14 (<i>Continuous fertilization</i>)
Débit d'effluent non traitée	750 L d^{-1}
Densité	10 un. ha^{-1}
Apport en <i>E. coli</i> (Parajuli, 2007)	$6.3 \times 10^6 \text{ UFC/100ml}$
Masse volumique	750 g L^{-1}
Quantité de fumier appliquée	$9.5 \text{ kg d}^{-1} \text{ ha}^{-1}$

3.2.3 Source diffuse : Faune

Une seconde source de contamination diffuse simulée est l'apport de microorganismes d'origine fécale par la faune. Celle-ci est considérée avoir une densité suffisante d'animaux sauvages au sein du bassin versant afin d'avoir un impact non négligeable sur les concentrations d'*E. coli* en rivière. Puisqu'aucune superficie n'est occupée par des zones agricoles selon les données de l'utilisation du territoire utilisées, aucun bétail n'est inclus dans cette source de contamination. Les hypothèses suivantes sont émises afin de simuler la contamination fécale par la faune :

- a) Les surfaces du territoire de type forêt (*FSRST*) sont considérées comme habitat de la faune. Seules ces zones sont alors soumises à une contamination par la faune.
- b) Tout type de faune est confondue.
- c) La faune ne tient pas en compte la vie aquatique.
- d) La matière fécale produite par la faune est de $0.8 \text{ kg d}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ avec une concentration initiale de $5.0 \times 10^6 \text{ UFC g}^{-1}$. Ces valeurs sont basées sur une densité d'animaux de type mammifère de taille mixte (Parajuli, 2007).

Le paramétrage de cette source de contamination est également réalisé à l'aide de la simulation d'épandage de fumier. La simulation d'entrée de matières fécales dans le bassin versant par la faune est effectuée de la même manière que par les fosses septiques résidentielles. Le tableau 2.22 présente les informations nécessaires à la simulation de la contamination fécale par la faune.

Tableau 3.23 : Informations sur la simulation de la faune

Item	Commentaire
Fichier de paramétrage	.mgt2
Zone	<i>FRST</i>
No d'opération	14 (<i>Continuous fertilization</i>)
Concentration initiale	$5.0 \times 10^6 \text{ UFC g}^{-1}$
Quantité de fumier appliquée	$0.8 \text{ kg d}^{-1} \text{ ha}^{-1}$

3.2.4 Source diffuse : Apports en temps sec

L'apport d'*E. coli* en temps sec est ajouté aux simulations afin de répondre aux concentrations non-nulles observées lorsqu'aucune précipitation n'est présente lors d'un pas de simulation de 24 heures. Cette source de contamination est caractérisée par des sources dites internes au réseau hydrographique du bassin versant. Celles-ci sont représentées par deux sources distinctes : les animaux sauvages qui accèdent rives de lacs et de rivières ainsi que la remise en suspension de sédiments. De la même manière que les sources diffuses précédente, une charge d'*E. coli* est appliquée uniformément au sein des zones où la contamination est présente. Pour les sources de contamination en temps sec, les surfaces d'eau de type WATR et WETF sont utilisées à cette fin. Les hypothèses suivantes sont émises afin de simuler la contamination fécale en temps sec :

- a) La concentration initiale d'*E. coli* dans le lit des rivières et des lacs est uniforme.

- b) L'apport primaire d'*E. coli* aux sédiments est effectué par les autres sources de contamination simulées (ponctuelle et diffuses).
- c) Un apport constant d'*E. coli* est ajouté aux lits des rivières et des lacs pour simuler la contamination fécale interne au réseau hydrographique.
- d) La source de contamination en temps sec constitue un apport minimal d'*E. coli* en rivière par le débit de base.

Tableau 3.24 : Informations sur la simulation des apports en temps sec

Item	Commentaire
Fichier de paramétrage	.mgt2
Zone	WATR, WETF
No d'opération	14 (<i>Continuous fertilization</i>)
Concentration initiale	5.0×10^6 UFC g ⁻¹
Quantité de fumier appliquée	2.0 kg d ⁻¹ ha ⁻¹

3.3 Données de calibration et de validation

Afin d'assurer la représentativité des résultats de simulation, la présentation des données utilisées dans le calage et la validation du modèle est ici effectuée. Respectivement, la modélisation de l'hydrologie, de l'érosion et de la qualité de l'eau sont calibrées par les variables du débit, des matières en suspension et des concentrations en *E. coli*.

3.3.1 Hydrologie

L'ajustement du débit est effectué avec les observations de la station CEHQ no 040122 pour la période de 1988 à 2007 selon un pas de temps journalier. Cette station se situe d'ailleurs au même endroit que la station d'épuration de la ville de Sainte-Agathe-des-Monts sur la rivière du Nord. Les débits simulés du sous-bassin 125 sont utilisés pour cette calibration. Une surface drainage de 321.8 km² représentant plus de 77% du bassin versant est notée à cette endroit ce qui est ici considéré acceptable pour établir une représentation fidèle du comportement hydrologique du bassin versant.

Tableau 3.25 : Fiche signalétique de la station hydrométrique 040122

Item	Commentaire
No de station	040122
Nom	Du Nord
Description	À 0,5 km en aval du pont C.P. près de Sainte-Agathe-des-Monts
Période d'activité	1971 à ce jour
Municipalité	Sainte-Agathe-des-Monts
Région administrative	Laurentides
Cours d'eau	Nord, Rivière du
Région hydrographique	Outaouais et Montréal
Bassin versant à la station	311 km ²
Régime d'écoulement	Influencé mensuellement
No fédéral de la station	02LC021

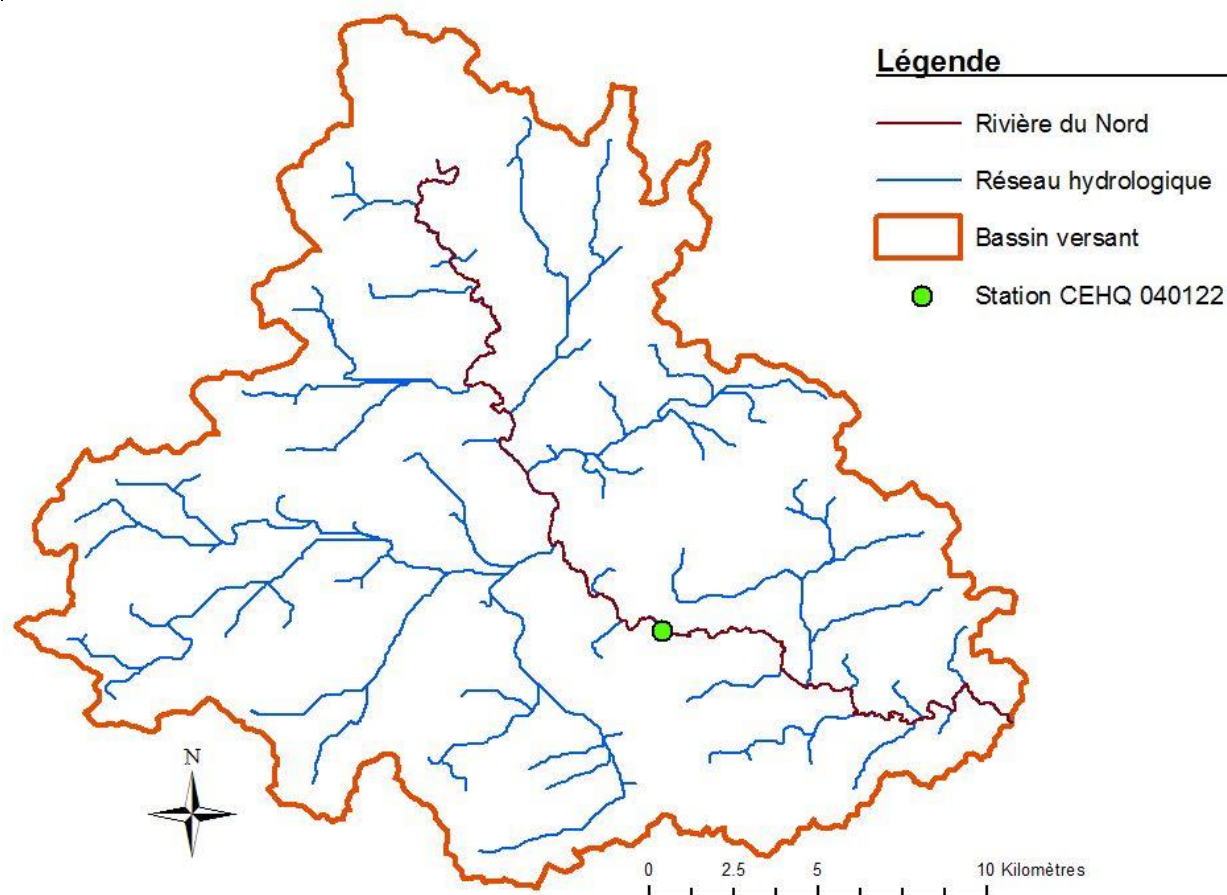


Figure 3.18 : Emplacement de la station CEHQ no 040122

Tel qu'abordé à la section 3.1.5 portant sur la météorologie, deux séries chronologiques de données climatiques sont utilisées. Les périodes respectives de calibration et de validation en sont

conséquentes. Il est ici espéré que les résultats de simulation issus des données de RNCAN obtiennent les meilleurs coefficients de corrélation en raison de leur couverture spatiale adéquate.

Tableau 3.26 : Période de calibration et de validation

Données	Calibration	Validation
RNCAN	1988 – 2000	2001 – 2013
Climat Canada	1997 – 2006	2007 – 2016

Par ailleurs, les volumes d'eau soutirés par les prises d'eau municipales de même que les volumes déversés par les stations d'épuration ne sont pas considérés dans le bilan hydrique du bassin versant. Ces volumes représentent moins de 1% des débits moyens historiques selon une consommation d'eau de 300 Lp⁻¹d⁻¹.

3.3.2 Matières en suspension

Les observations utilisées pour la calibration proviennent du programme de suivi de la qualité de l'eau effectué mensuellement par Abrinord. La station d'échantillonnage no 4 est utilisée parmi celles disponibles de ce programme. Sa proximité et son emplacement en amont du lac Raymond justifie ce choix. La figure 3.19 marque l'emplacement des différentes stations. Avec un pas de temps de simulation journalier, une mesure mensuelle est ici considérée insuffisante pour calibrer adéquatement le modèle. L'ajustement des concentrations de MES simulées est alors effectué en tenant compte de la représentativité de l'érosion des sols simulée selon le régime hydraulique et les caractéristiques des sols. La comparaison du flux de MES simulé avec le débit en rivière sert ici de d'indicateur d'ajustement pour la calibration manuelle de l'érosion des sols.

Tableau 3.27 : Informations sur la station d'échantillonnage no 4 d'Abrinord (2016)

Item	Commentaire
Station	4
Partenaire	APELRRIN
Cours d'eau	Rivière du Nord
Emplacement	Pont de la 7 ^e avenue, Val-Morin
Latitude	46.006
Longitude	-74.1784

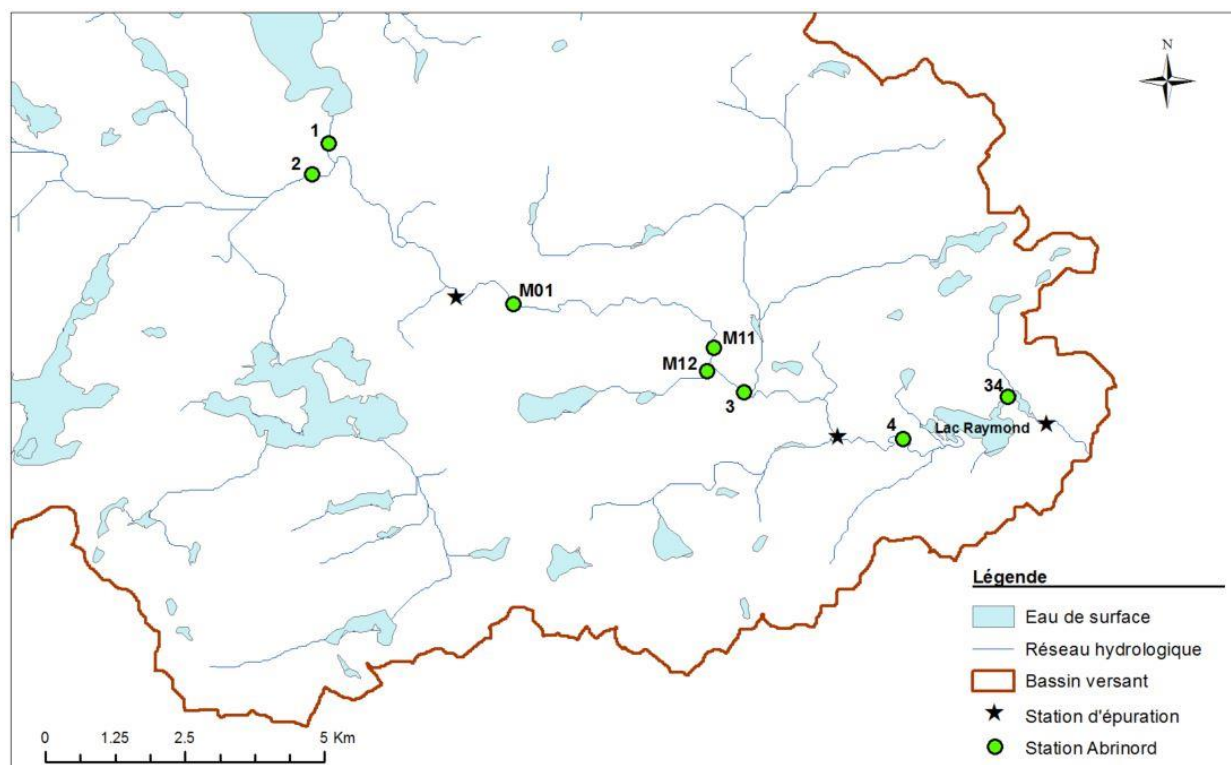


Figure 3.19 : Stations d'échantillonnage du suivi de la qualité de l'eau d'Abrinord (2017)

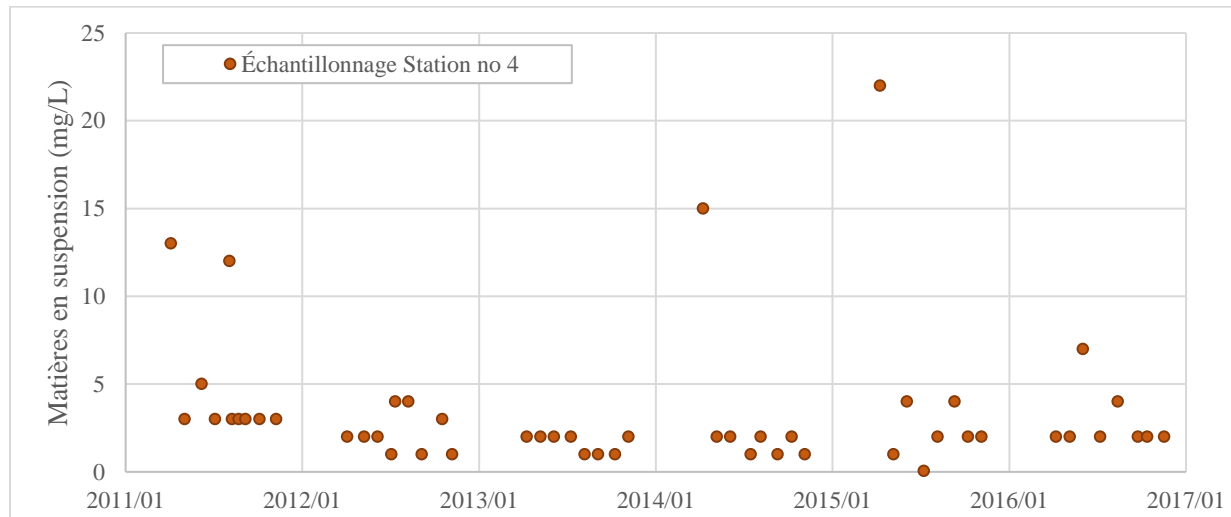


Figure 3.20 : Matières en suspensions mesurées, station d'échantillonnage no 4, rivière du Nord (Abrinord, 2016)

La distribution des concentrations de matières en suspensions observées se situe majoritairement sous les 5 mg/L. Quelques pointes de concentrations sont supérieures au critère de satisfaction de

la qualité de l'eau de 13 mg/L du MDDELCC. Néanmoins, une qualité acceptable de l'eau est observée à cette station d'échantillonnage.

3.3.3 *E. coli*

L'étude du transport et du devenir de la bactérie *E. coli* se fait par l'entremise du modèle SWAT caractérisé précédemment. Le paramétrage du module bactériologique est effectué selon une calibration manuelle. Pour se faire, des séries d'observations selon des échantillonnages et des périodes de temps distincts sont utilisées : [1] la campagne d'échantillonnage de 2015 avec culture bactérienne et dénombrement des unités formant colonies (UFC/100ml) et [2] l'échantillonnage en continu avec le ColiMinder en 2016 en selon l'activité enzymatique GLUC (mMFC/100ml).

Tableau 3.28 : Données mesurées de la contamination fécale de l'eau

Nom	Campagne d'échantillonnage 2015	ColiMinder
Période de mesure	Juillet à Octobre 2015	Août à Novembre 2016
Type de mesure	Coliformes fécaux par culture bactérienne	Activité enzymatique GLUC
Unité de mesure	UFC/100ml	mMFC/100ml
Intervalle	2 – 3 jours	20 – 120 min
Nombre de stations	8	1
Localisation	Divers	Plage municipale Val-Morin

Les observations de la campagne d'échantillonnage 2015 sont répertoriées sur huit stations lesquelles sont situées principalement en amont du lac Raymond. La figure 3.21 présente leur emplacement sur le réseau hydrographique du bassin versant. Ces observations détiennent ainsi une certaine variabilité spatiale avec ce nombre de stations. La prise d'échantillons a été effectuée lors des mêmes journées pour toutes les stations.

Tableau 3.29 : Attribution des stations d'échantillonnage 2015 au modèle SWAT

No	Nom	Sous bassin
1	Plage municipale	151
2	Secteur champ d'épuration	154
3	Ruisseau Domaine Val-Morin	163
4	Secteur Bellerive	145
5	Décharge lac Dream	157
6	Station parc 10 ^e avenue	155
7	Amont barrage lac Dream	162
8	Plage lac Trudeau	176

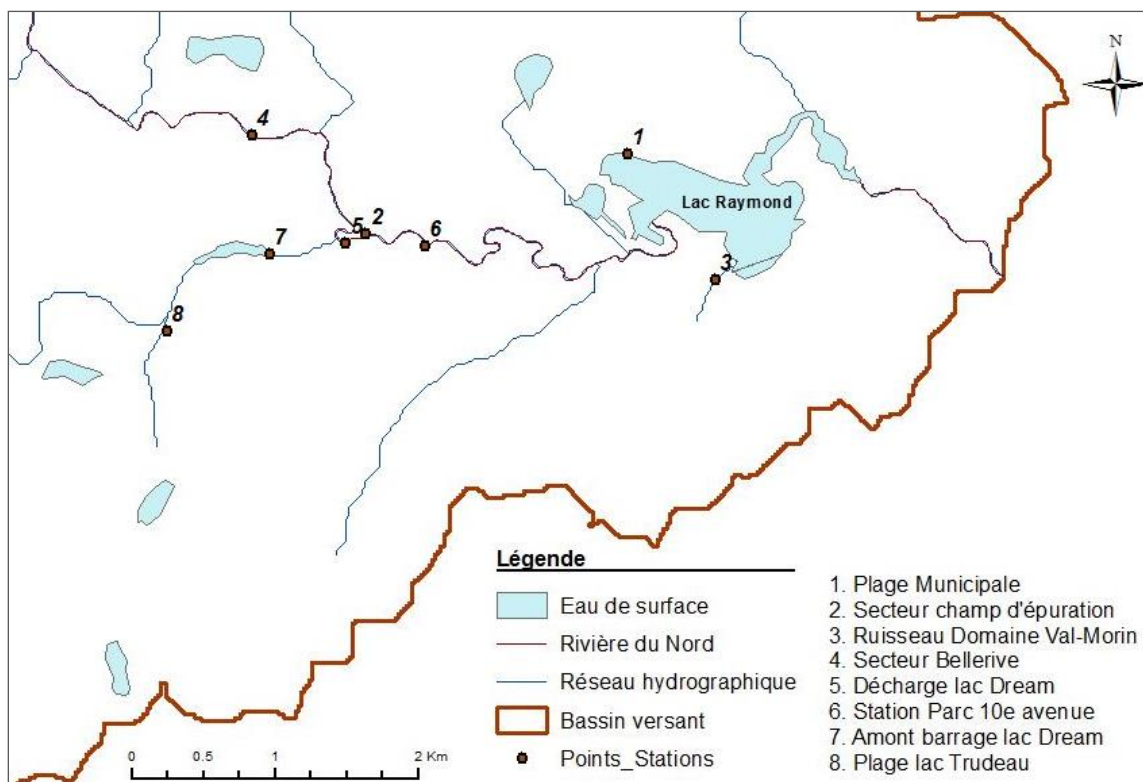


Figure 3.21 : Localisation des stations d'échantillonnage 2015

Il est assumé que les concentrations simulées aux stations 3, 5, 7 et 8 ne seront pas influencées par la contamination des ouvrages de surverses étant donné que ces stations sont situées sur des affluents de la rivière du Nord. Également, une différence considérable entre les concentrations simulées et mesurées à la station 1 est attendue puisque le lac Raymond se comporte en bassin complètement mélangé au sein du modèle. De plus, les observations de cette campagne étant des échantillons représentant une quantité d'eau à un instant précis dans le temps, elles sont conséquemment pourvues d'une faible variabilité temporelle. Un intervalle minimum de 48 heures entre les échantillons est d'ailleurs noté. Enfin, les résultats de cette campagne d'échantillonnage sont représentés par des concentrations en coliformes fécaux ou thermotolérants. Ceux-ci sont alors interprétés comme étant équivalant à des concentrations d'*E. coli*. Cette hypothèse se base sur le fait que la bactérie *E. coli* est présente à plus de 80% au sein des coliformes thermotolérants détectés (Edberg et al., 2000). L'ensemble des données des deux séries d'observations sont présentées aux figure 3.23 et 3.24 sous forme de séries chronologiques alors que leur distribution est présentée à la figure 3.22 ci-dessous.

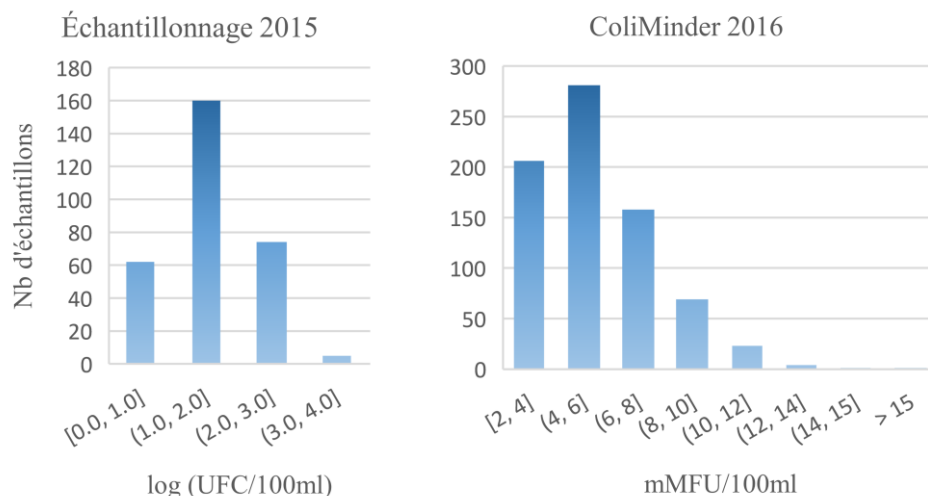


Figure 3.22 : Distribution des échantillons selon les campagnes d'échantillonnage

Les observations tirées du ColiMinder sont quant à elles issues d'un échantillonnage à faible intervalle de temps selon un système de mesure automatique. La contamination microbiologique fécale est ainsi mesurée selon l'activité enzymatique bêta-Glucuronidase et elle est ensuite transmise en temps réel sur un service de données internet. Ce système est positionné à la plage municipale de Val-Morin soit le même endroit que la station d'échantillonnage no 1. Les résultats de simulations seront seulement présentés pour fin de comparaison avec les données du ColiMinder puisque qu'aucune corrélation n'est à ce jour proposée entre les unités de mesure de ce dernier (Modified Fishman Units ou MFU) et les unités formant colonies (UFC). Ceci est également dû au fait que les unités modifiées de Fishman prennent en considération les bactéries viables, mais non-cultivables. Tels que les échantillons de 2015 à la station 1, les observations du ColiMinder sont représentatives de leur prise d'eau au sein du lac Raymond alors les concentrations simulées correspondent aux résultats d'un lac complètement mélangé. Cette différence de variabilité spatiale agit donc comme obstacle à l'interprétation des résultats.

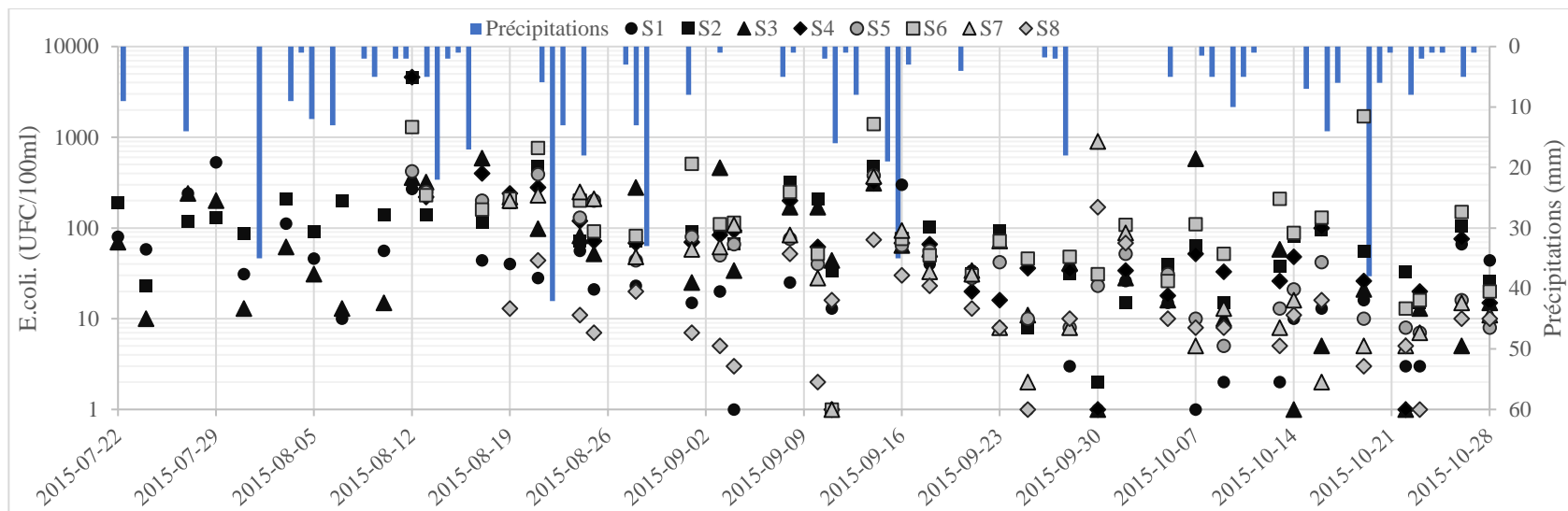


Figure 3.23 : Concentrations d'*E. coli* de la campagne d'échantillonnage 2015

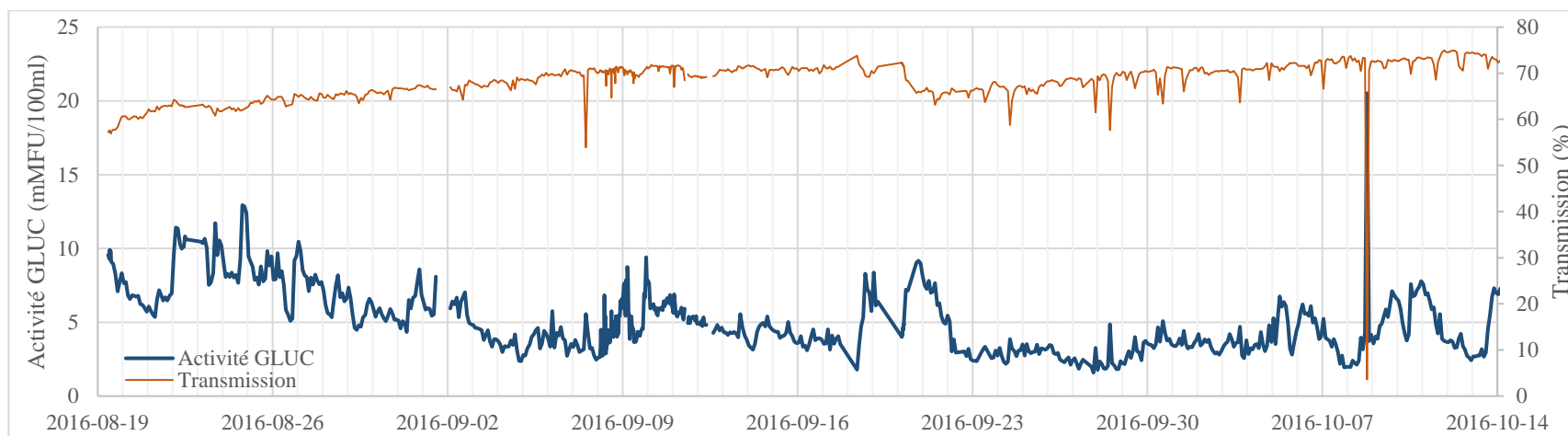


Figure 3.24 : Activité GLUC et transmission mesurées par le ColiMinder (2016)

3.4 Processus de calage et de validation

La calibration du modèle a pour objectif d'optimiser le paramétrage de ce dernier afin d'obtenir des simulations correspondantes aux valeurs mesurées. Ici, le débit est la variable simulée primaire à calibrer selon une période de temps donné. Une validation des paramètres optimaux est ensuite effectuée selon une seconde période de même envergure. Les concentrations d'*E. coli* et de MES dans le réseau hydrographique du bassin versant à l'étude sont les variables secondaires à calibrer suite au calage du débit.

Cette étape permet d'analyser les incertitudes des résultats de simulation du modèle en fonction de son paramétrage. Ces incertitudes peuvent provenir de la simplification ou de l'omission de processus au sein du modèle de même que de l'inclusion ou l'exclusion de processus dans le modèle qui sont inconnus dans le bassin versant. De ce fait, les données d'entrée du modèle sont à considérer comme une source d'incertitude considérable.

L'utilisation du logiciel SWAT-CUP (Abbaspour, 2015) permet ici d'effectuer les itérations nécessaires au calage du modèle selon une variation désirée des paramètres. Cependant, un modèle calibré ne représente pas nécessairement le comportement exact du bassin versant simulé. Les paramètres optimaux choisis sont issus d'une combinaison qui n'est pas unique. Une multitude de combinaisons de paramètres permettant d'obtenir un modèle calibré doit être prise en compte. Cependant, un ensemble de paramètres permettant la convergence du modèle peut être lié à une fausse représentation des processus d'un bassin versant. L'implication d'un nombre optimal de paramètres lors de la calibration permet néanmoins d'éviter ce faux positif.

Une approche stochastique est ici utilisée pour calibrer le modèle avec les procédures d'analyse séquentielle d'incertitudes de SUFI-2 (*Sequential Uncertainty Fitting*) (Abbaspour, 2015). Pour se faire, la propagation d'incertitudes des paramètres du modèle ou des données mesurées s'exprime sous forme de distributions uniformes afin de prendre en compte toutes les sources possibles. Ces distributions sont représentées par une probabilité de 95% où se retrouve les variables simulées. Entre d'autre termes, les résultats de simulation sont inclus dans une plage de distribution probabiliste reflétant les incertitudes possibles du modèle. La calibration avec SUFI-2 permet ici d'obtenir un ensemble de paramètres optimaux admettant un maximum d'observations inclus dans la plage probable des résultats de simulation. Afin de quantifier cette cohésion, les variables

statistiques *p-factor* et *r-factor* représentent respectivement le pourcentage de données observées inclus dans la plage probable de 95% des simulations ainsi que la densité de cette plage. Ces coefficients sont d'ailleurs nécessaires au fil des itérations afin de cibler les plages de valeurs convergentes du modèle.

Les étapes de calibration semi-automatique avec SUFI-2 suggérées par Van Liew et al. (2005) sont ensuite appliquées.

1. Définition des paramètres initiaux et insertion des observations dans SWAT-CUP ;
2. Réalisation d'une première simulation d'une seule itération afin de s'assurer du fonctionnement adéquat du logiciel ;
3. Définition des périodes de calibration et de validation selon le nombre d'années de mesures disponibles ;
4. Attribution des plages de valeurs des paramètres selon leur incertitude ;
5. Réalisation d'une simulation de plus de 100 itérations ;
6. Analyse de sensibilité globale afin d'établir les paramètres les plus sensibles au modèle en plus d'obtenir une mise à jour des plages de valeurs de ces paramètres ;
7. Simulation supplémentaire facultative de plus de 100 itérations afin d'obtenir une seconde mise-à-jour des paramètres ;
8. Paramétrage par analyse de sensibilité unitaire : itérations successives d'un paramètre à la fois afin d'étudier la tendance individuelle de chaque paramètre vis-à-vis la convergence du modèle.

Enfin, l'utilisation du coefficient de Nash-Sutcliffe (NS) et du coefficient de détermination (R^2) permettent d'établir la régression linéaire du modèle selon les paramètres résultant de chacune des séries d'itérations. Ces indicateurs sont ensuite utilisés pour évaluer qualitativement la convergence du modèle. Les indices m et s dans les prochaines équations désignent respectivement une variable mesurée ou simulée.

$$R^2 = \frac{[\sum_i (Q_{m,i} - \bar{Q}_m)(Q_{s,i} - \bar{Q}_s)]^2}{\sum_i (Q_{m,i} - \bar{Q}_m)^2 \sum_i (Q_{s,i} - \bar{Q}_s)^2} \quad \text{Éq. 3.1 : Coefficient de détermination}$$

$$NS = 1 - \frac{\sum_i (Q_m - Q_s)_i^2}{\sum_i (Q_{m,i} - \bar{Q}_m)^2} \quad \text{Éq. 3.2 : Coefficient Nash-Sutcliffe}$$

Tableau 3.30 : Critères d'évaluation pour un modèle journalier à l'échelle d'un bassin versant (Moriasi et al., 2015)

Critère	Très bon	Bon	Satisfaisant	Passable	Inacceptable
R^2	$0.85 < R^2 \leq 1.00$	$0.75 < R^2 \leq 0.85$	$0.60 < R^2 \leq 0.75$	$0.18 < R^2 \leq 0.60$	$R^2 < 0.18$
NS	$0.80 < NS \leq 1.00$	$0.70 < NS \leq 0.80$	$0.50 < NS \leq 0.70$	$0.0 < NS \leq 0.50$	$NS < 0.0$

3.4.1 Hydrologie

D'une part, une sous-estimation du débit de base peut être effectuée par le logiciel lors de la calibration. Afin d'assurer une représentation adéquate du bilan hydrique, la séparation des hydrogrammes de ruissellement et du débit base est implantée comme contrainte. Le logiciel *WHAT* (*Web-based Hydrograph Analysis Tool*) (Kyoung et al., 2005) est utilisé à cette fin. Parallèlement, l'évaluation du volume de ruissellement se voit donc optimisée. L'année 2015 est utilisée en exemple à la figure 3.25.

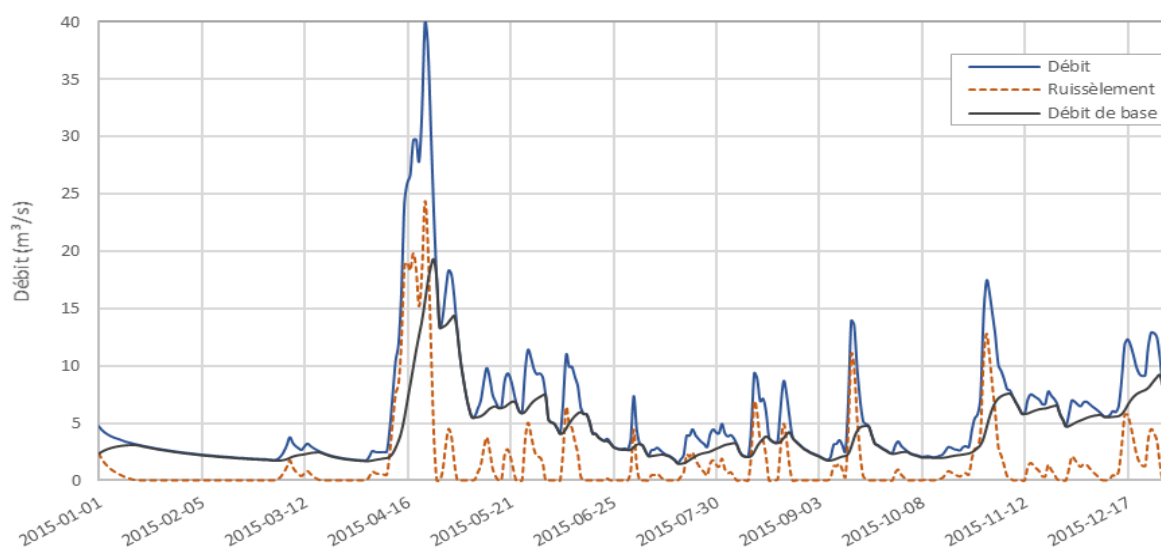


Figure 3.25 : Séparation des hydrogrammes pour l'année 2015. Débit CEHQ 040122.

Avec la séparation des hydrogrammes, deux séries d'observations sont alors utilisées pour le calage du débit. L'utilisation de l'erreur quadratique moyenne (MSE) sous forme de sommation comme fonction objective de la calibration est recommandée (Arnold, Moriasi, et al., 2012). La minimisation de cette erreur est donc recherchée lors des itérations.

$$g = \sum_j \left[\frac{1}{n_j \sigma_j^2} \sum_{i=1}^n (X_m - X_s)_i^2 \right]$$

Éq. 3.3 : Erreur quadratique moyenne

où j : $j^{\text{ième}}$ variable mesurée X_m : Variable mesurée X_s : Variable simulée n_j : Nombre d'observations de la variable mesurée σ_j^2 : Variance de la variable mesurée

Tableau 3.31 : Paramètres utilisés pour l'ajustement du débit

Paramètre	Description
CN2.mgt	Numéro de courbe du SCS : Coefficient de ruissellement pour la condition II d'humidité des sols. Fonction de la perméabilité des sols, de l'utilisation du territoire et des conditions hydrologiques.
ALPHA_BF.gw	Constante de régression de l'écoulement de base souterrain α_{gw} (d ⁻¹)
GW_DELAY.gw	Délai de la nappe phréatique δ_{gw} (d)
GWQMN.gw	Hauteur d'eau minimal pour qu'il y ait un transfert d'eau de l'aquifère peu profond vers le cours d'eau (mm)
GW_REVAP.gw	Coefficient permettant le transfert d'eau de l'aquifère vers les horizons sus-jacents et non-saturés du sol
RCHRG_DP.gw	Fraction de l'eau qui percole vers l'aquifère profond
REVAPMIN.gw	Hauteur d'eau minimal dans l'aquifère peu profond pour qu'il y ait un mouvement d'eau vers le sol ou le l'aquifère profond (mm)
CH_N2.rte	Constante de Manning du cours d'eau principal
CH_K2.rte	Conductivité hydraulique du cours d'eau principal (mm h ⁻¹)
SFTMP.bsn	Température moyenne de l'air permettant une précipitation sous forme de neige. (°C)
SMTMP.bsn	Température permettant la fonte de neige. (°C)
TIMP.bsn	Coefficient de délai de la température journalière du couvert de neige.
EPCO.bsn	Facteur de compensation de l'évapotranspiration pour la flore
SURLAG.bsn	Coefficient de délai du ruissellement de surface.
ESCO.bsn	Facteur de compensation de l'évapotranspiration au sol
SLSUBBSN.hru	Longueur de pente moyenne (m)
HRU_SLP.hru	Pente moyenne de l'URH (m/m)
OV_N.hru	Constante de Manning hors rivière
CH_K1.sub	Conductivité hydraulique des cours d'eau tributaires (mm h ⁻¹)
CH_N1.sub	Constante de Manning des cours d'eau tributaires
RES_K.res	Conductivité hydraulique des réservoirs (mm h ⁻¹)
RES_RR.res	Débit sortant maximal des réservoirs (m ³ d ⁻¹)
PND_K.pnd	Conductivité hydraulique des lacs (mm h ⁻¹)

Le tableau 3.31 présente les paramètres testés pour la calibration du débit. Il est à noter qu'aucun paramètre sur les caractéristiques des sols n'est inclus car ceux-ci reposent sur leurs propriétés physiques provenant d'études minéralogiques.

L'attribution des plages de valeurs pour effectuer les itérations est réalisée selon leurs valeurs initiales par défaut et leurs limites inférieures et supérieures. Celles-ci sont fixées selon des plages de valeurs respectives où chacun des paramètres est valide et représentatif du bassin versant. La propagation d'incertitudes est dès lors prise en compte parmi ces écarts de valeurs.

Tableau 3.32 : Paramétrage initiale pour l'ajustement du débit

Paramètre	Méthode	Valeur initiale	Limite inférieure	Limite supérieure
CN2.mgt	Multiplier	Par défaut	-0.5	1.0
ALPHA_BF.gw	Remplacer	0.1	0.01	0.6
GW_DELAY.gw	Remplacer	200	0	500
GWQMN.gw	Remplacer	100	10	1 000
GW_REVAP.gw	Remplacer	0.02	0.02	0.2
RCHRG_DP.gw	Remplacer	0.05	0.01	1
REVAPMIN.gw	Remplacer	750	10	1 000
CH_N2.rte	Remplacer	0.014	0.01	0.1
CH_K2.rte	Remplacer	50	0	250
SFTMP.bsn	Remplacer	0.5	-2.0	2.0
SMTMP.bsn	Remplacer	0.5	-2.0	2.0
TIMP.bsn	Remplacer	1	0	1
ESCO.bsn	Remplacer	1	0	1
SURLAG.bsn	Remplacer	4	1	10
EPCO.bsn	Remplacer	0.95	0	1
EVRCH.bsn	Remplacer	1.0	0.0	1.0
SLSUBBSN.hru	Multiplier	Par défaut	-0.1	0.1
HRU_SLP.hru	Multiplier	Par défaut	-0.1	0.1
OV_N.hru	Multiplier	Par défaut	-0.1	0.1
CH_K1.sub	Remplacer	50	0	250
CH_N1.sub	Remplacer	0.014	0.01	0.1
RES_K.res	Remplacer	0.1	0	1
RES_RR.res	Remplacer	20	0	50
PND_K.pnd	Remplacer	0.5	0	1

3.4.3 Matières en suspension

Tel que présenté dans la partie théorique au chapitre 2, la concentration d'*E. coli* en rivière est une fonction du flux de sédiments. De ce fait, la simulation des MES par SWAT est paramétrée et analysée. D'une part, le paramétrage du modèle est ici effectué afin de simuler l'érosion des sols et du transport des MES selon les caractéristiques du bassin versant.

Les caractéristiques des sols ne sont pas impliquées dans la calibration des MES étant donné qu'elles sont des propriétés physiques. Néanmoins, le paramètre $USLE_K$ est inclus dans la calibration puisqu'il est le seul à avoir été calculé. Par ailleurs, les routines de sédiments dans SWAT sont évaluées selon l'équation simplifiée de Bagnold car cette méthode est appropriée pour les sols fins limoneux-sableux (Mittelstet et al., 2017) tels que majoritairement présents dans la pédologie du bassin versant. Les données de paramétrage relatives à l'érosion et au transport de sédiments est présenté au tableau 3.33.

Tableau 3.33 : Paramètres utilisés pour l'ajustement des matières en suspension

Paramètre	Description
CH_EQN.rte	Méthode de calcul du module de sédiments
USLE_K.sol	Coefficient d'érodabilité <i>USLE</i>
USLE_P.mgt	Coefficient de pente <i>USLE</i> pour l'érodabilité des sols
PRF.bsn	Facteur d'ajustement du débit de pointe pour l'acheminement des sédiments dans le cours d'eau principal.
SPEXP.bsn	Coefficient exponentiel contrôlant la concentration maximale de MES en rivière
SPCON.bsn	Coefficient linéaire contrôlant la concentration maximale de MES en rivière
CH_COV.rte	Coefficient d'érodabilité du cours d'eau
RILL_MULT.bsn	Coefficient d'érodabilité des cours d'eau éphémères
RES_NSED.res	Concentration de sédiments à l'équilibre dans les réservoirs
ADJ_PKR.bsn	Facteur d'ajustement du débit de pointe dans les canaux secondaires
EROS_EXPO.bsn	Coefficient d'érosion exponentiel en conditions d'inondation

Tableau 3.34 : Paramétrage initiale pour l'ajustement des sédiments

Paramètre	Méthode	Valeur initiale	Limite inférieure	Limite supérieure
USLE_K.sol	Multiplier	Variable	-0.2	0.2
USLE_P.mgt	Remplacer	1.0	0.5	1.0
PRF.bsn	Remplacer	1.0	0.5	2.0
SPEXP.bsn	Remplacer	1.0	1.0	2.0
SPCON.bsn	Remplacer	0.0001	0.0001	0.01
CH_COV1.rte	Remplacer	0	0	0.5
RILL_MULT.bsn	Remplacer	0.7	0.5	1.5
RES_NSED.res	Remplacer	10	1	20
ADJ_PKR.bsn	Remplacer	1.0	0.5	2.0
EROS_EXPO.bsn	Remplacer	1.2	1.0	3.0

3.4.4 *E. coli*

Le terme bactérie est ici utilisé puisque plusieurs types peuvent être modélisées en fonction de leurs caractéristiques. Deux types de bactéries à la fois peuvent être intégrés dans SWAT, l'une en tant que persistante et l'autre en tant que moins persistante. Dans le cadre de ce projet, seule la bactérie de type persistante est utilisée afin de simuler les concentrations d'*E. coli*. Parmi les paramètres présentés au tableau 3.35, ceux se référant à des bactéries se rapportent donc à *E. coli*.

Étant calibrés manuellement, ces paramètres sont ici soumis à une variation de plus ou moins 10 % de leur valeur initiale sauf exceptions. La concentration initiale de bactéries depuis les sources de contamination se voit variée sur une échelle de 4 log. Également, les paramètres *WOF_P* et *BACTMIX* varient selon des plages respectives de valeurs possibles dans SWAT.

Tableau 3.35 : Paramètres utilisés pour l'ajustement des concentrations d'*E. coli*

Paramètre	Description
WDPQ.bsn	Coefficient de mortalité d'ordre 1 pour les bactéries dans le sol à 20°C (d ⁻¹)
WDPS.bsn	Coefficient de mortalité d'ordre 1 pour les bactéries adsorbées au sol à 20°C (d ⁻¹)
WDPF.bsn	Coefficient de mortalité d'ordre 1 pour les bactéries sur la végétation à 20°C (d ⁻¹)
WDPRCH.bsn	Coefficient de mortalité d'ordre 1 pour les bactéries en rivière 20°C (d ⁻¹)
WDPRES.bsn	Coefficient de mortalité d'ordre 1 pour les bactéries en réservoir à 20°C (d ⁻¹)
BACTKDQ.bsn	Coefficient de partitionnement des bactéries en solution dans le premier 10 mm de sol pour le ruissellement (m ³ /Mg)
BACTPDB.fert	Concentration initiale de bactéries (UFC/g)
THBACT.bsn	Facteur d'ajustement de la température pour les coefficients de mortalité
BACTKDDB.fert	Coefficient de partitionnement des bactéries sol/solution des fumiers
WOF_P.bsn	Fraction de lessivage des bactéries sur la végétation
BACT_SWF.bsn	Fraction du fumier appliqué ayant des unités de formation de colonies actives
BACTMIX.bsn	Coefficient d'infiltration des bactéries dans le sol (10 m ³ /Mg)

Tableau 3.36 : Paramétrage initiale pour l'ajustement des concentrations d'*E. coli*

Paramètre	Méthode	Valeur initiale	Limite inférieure	Limite supérieure
WDPQ.bsn	Multiplier	0.1	-0.10	0.10
WDPS.bsn	Multiplier	0.1	-0.10	0.10
WDPF.bsn	Multiplier	0.1	-0.10	0.10
WDPRCH.bsn	Multiplier	0.06	-0.10	0.10
WDPRES.bsn	Multiplier	0.06	-0.10	0.10
BACTKDQ.bsn	Multiplier	175	-0.10	0.10
BACTPDB.fert	Remplacer	Variable	1.0X10 ⁴	1.0X10 ⁸
THBACT.bsn	Multiplier	1.07	-0.10	0.10
BACTKDDB.fert	Multiplier	0.9	-0.10	0.10
WOF_P.bsn	Remplacer	0.75	0.25	0.95
BACT_SWF.bsn	Multiplier	0.15	-0.10	0.10
BACTMIX.bsn	Remplacer	10.0	7.0	20.0

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

Les résultats ici présentés proviennent des simulations effectuées par SWAT2012 suite au paramétrage et au calage du modèle pour la région à l'étude. Il est à noter que ces résultats sont représentatifs du paramétrage utilisé et que leur analyse est établie en fonction du comportement global du bassin versant. Trois principales variables simulées sont présentées afin de rencontrer les objectifs du projet : le débit, les matières en suspensions et l'indicateur de contamination fécale *E. coli*.

Premièrement, le bilan hydrique est détaillé afin mettre en évidence le comportement hydrologique du bassin versant en fonction de ses caractéristiques détaillées au chapitre 2. Le débit simulé est alors présenté comme variable de calibration des composantes hydrologique du modèle.

Deuxièmement, les matières en suspension sont présentées en fonction de l'érosion simulée des sols et des concentrations de sédiments simulées en rivière.

Enfin, les concentrations simulées d'*E. coli* au lac Raymond sont présentées en fonction des différentes sources de contamination fécale. Les années de référence pour ces résultats sont 2015 et 2016 afin des analysés avec les observations de la campagne d'échantillonnage de 2015 et les mesures effectuées par le ColiMinder en 2016. Une analyse de sensibilité conclue la présentation de chacune des trois principales variables simulées à l'étude.

4.1 Débit

La répartition globale du bilan hydrique semble représentative des caractéristiques du bassin versant selon ses propriétés d'écoulement et d'infiltration. En effet, les sols étant majoritairement de granulométrie squelettique sableuse ou loameuse et ayant un bon drainage, ils ont permis de contribuer à un drainage souterrain moyen des eaux de 230 mm comparativement à un ruissellement moyen de 187 mm. La fraction importante de la surface perméable du sol est également responsable de ce drainage. Une partie de cette eau souterraine contribue à 46% au débit en rivière par l'aquifère peu profond (207 mm). Les précipitations sous forme neigeuse représentent 30% (303 mm) des précipitations annuelles totales (1 026 mm). Un ruissellement annuel moyen de 187 mm est associé à ces précipitations et contribue à 42% au débit en rivière. La fonte du couvert de neige contribue pour sa part avec 288 mm annuellement. Par ailleurs, l'évapotranspiration représente plus de la moitié (53%) du volume de précipitations. La figure 4.1 illustre la distribution de l'écoulement souterrain et de la contribution au débit en rivière.

Tableau 4.1 : Bilan hydrique annuel moyen simulé selon les données climatiques de RNCAN (1955-2013)

Fractionnement du bilan hydrique	Quantité (mm)
Précipitation totale ¹	1 026
Précipitation neigeuse	303
Fonte de neige	288
Ruissellement	187
Débit latéral dans le sol contribuant au débit de rivière	51
Écoulement de l'aquifère peu profond (contribution au débit de rivière)	207
Écoulement de l'aquifère profond	12
Transfert d'eau entre l'aquifère peu profond et les plantes (stress hydrique)	14
Recharge de l'aquifère profond par percolation	228
Recharge totale des aquifères	230
Débit en rivière	457
Percolation vers l'aquifère peu profond	228
Évapotranspiration réelle	542
Évapotranspiration potentielle	788
Pertes par transmission	0

¹ Précipitations rapportées selon les données climatiques entrantes au modèle

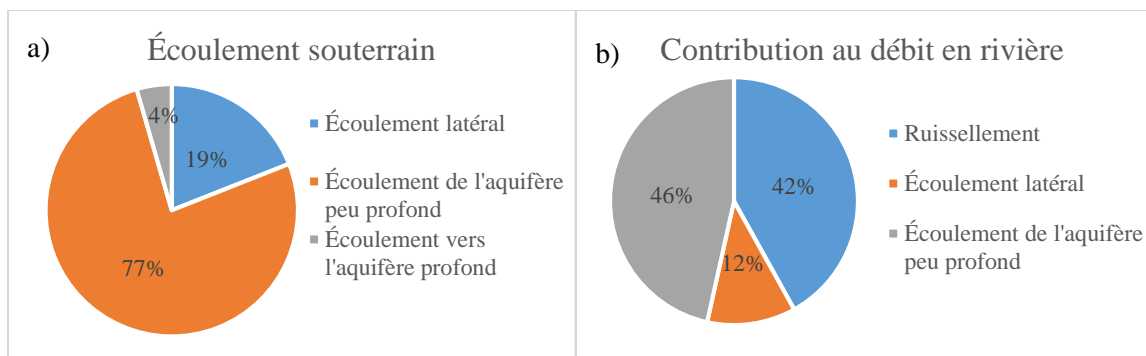


Figure 4.1 : Distribution de l'écoulement souterrain (a) et du débit en rivière (b)

Puisque le débit en rivière est la seule variable simulée ayant des observations pour le calage hydrologique du modèle, une certaine incertitude demeure présente pour le restant des composantes du bilan hydrique. L'ajustement des débits simulés en rivière par l'entremise de SWAT permet néanmoins d'acquérir une représentation des flux souterrains et du ruissellement de surface au sein du bassin versant. La reproduction du ruissellement est d'ailleurs un aspect clé pour l'étude du transport et du devenir des contaminants en ce qui a trait aux exportations des sédiments, au lessivage du sol et à la dilution des effluents municipaux.

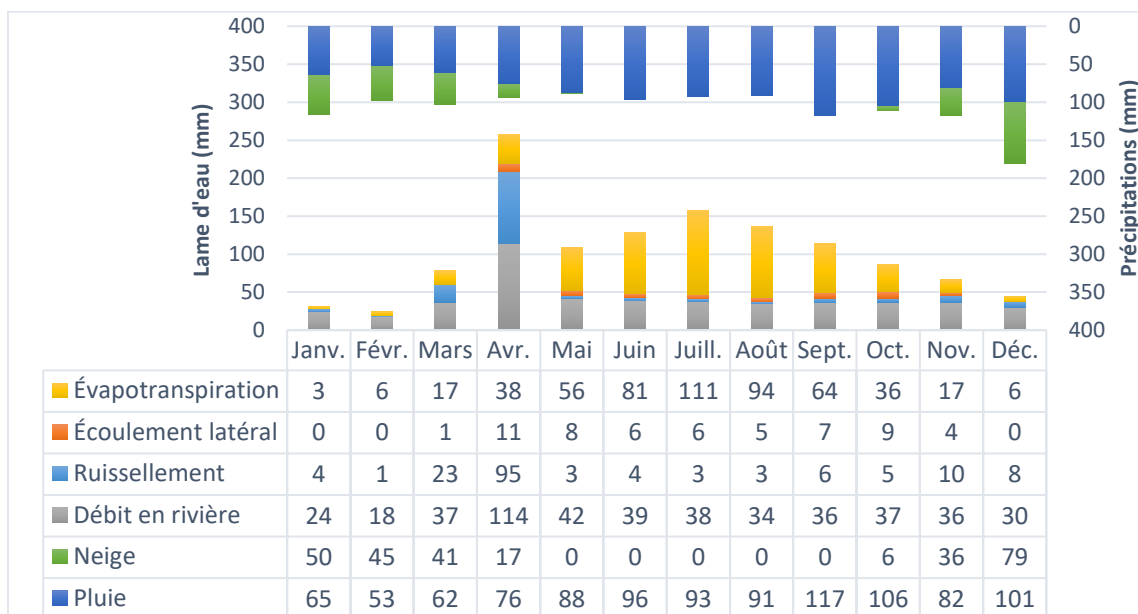


Figure 4.2 : Bilan annuel des moyennes mensuelles entre 1985 et 2013

Le bilan des moyennes mensuelles à la figure 4.2 permet d'illustrer la distribution des précipitations annuelles et des différentes composantes du bilan hydrique. De ce fait, l'évapotranspiration est dominante durant l'été alors que les rivières sont en étiage. Il est à noter que les plus faibles valeurs

de débit en rivière sont en février. Des températures moyennes sous le point de congélation causant des précipitations neigeuses et une fonte de neige presque nulle sont considérées comme étant responsables de ce faible débit. Les crues printanières sont d'ailleurs présentes de mars à avril avec les plus grands volumes de ruissellement et d'écoulement en rivière. Ainsi, une distribution saisonnière se distingue bien au sein du bilan hydrique.

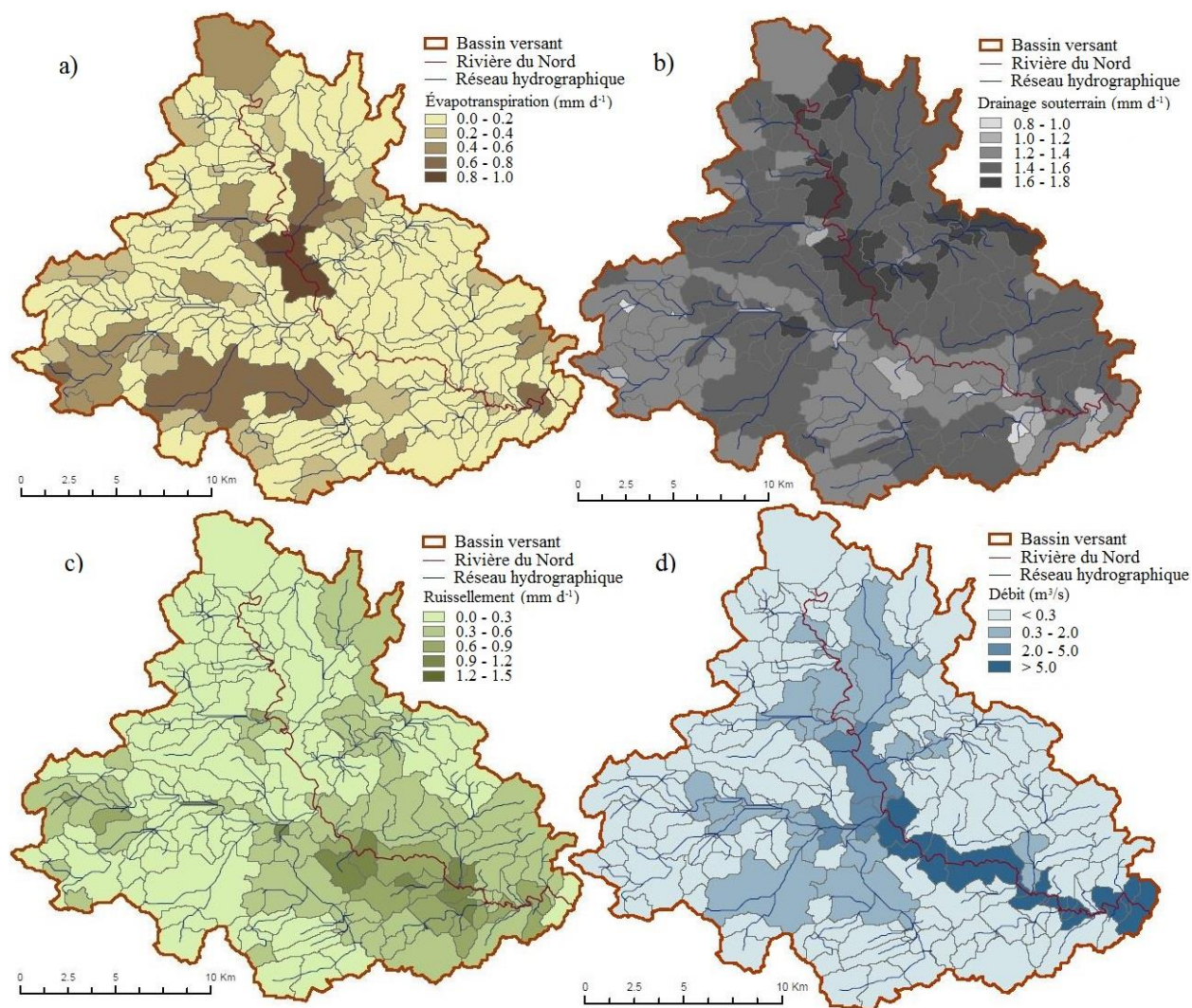


Figure 4.3 : Distribution spatiale à l'échelle de sous-bassins de l'évapotranspiration annuelle moyenne (a), du drainage souterrain annuel moyen (b), du ruissellement annuel moyen (c) et du débit en rivière annuel moyen (d).

La figure 4.3 permet d'analyser la distribution spatiale des différentes composantes du bilan hydrique du bassin versant à l'échelle des sous-bassins. D'une part, la distribution de l'évapotranspiration est proportionnelle à l'emplacement des étendues d'eau tel que le lac de la

Montagne Noire à l'extrême nord, les lacs Ludger, Papineau et Brûlé au centre du bassin versant, les lacs Manitou et des Sables au sud de même que le lac Raymond au sud-Est. D'autre part, une corrélation spatiale se note entre le drainage souterrain et les sols de groupe hydrologique ayant une classe de drainage très rapide. Le drainage souterrain est ici constitué exclusivement de l'écoulements de l'aquifère peu profond. Enfin, l'apport en eau de ruissellement et le débit au sein des sous-bassins augmentent proportionnellement à l'approche de l'exutoire du bassin versant.

Les volumes d'écoulement simulées varient selon les données climatiques utilisées. En validation, une sous-estimation de 16% et une surestimation de 14% des volumes d'eaux simulés sont attribuées aux modèles utilisant les données de RNCAN et de Climat Canada respectivement. En termes de corrélation, l'ajustement du débit se caractérise en fonction du coefficient de détermination (R^2) et du coefficient de Nash-Sutcliffe (NS). Pour les périodes de validation, ces coefficients permettent de qualifier l'ajustement du débit de satisfaisant et de passable pour chacun des modèles respectifs.

Tableau 4.2 : Indicateurs d'ajustement du débit journalier selon les données climatiques

Modèle		Période	R^2	NS	Dv%
Données RNCAN	Calibration	1988-2000	0.61	0.64	+19 %
	Validation	2001-2013	0.60	0.62	+16 %
Données Climat Canada	Calibration	1997-2006	0.50	0.54	-15%
	Validation	2007-2016	0.46	0.50	-14 %

Les paramètres optimaux résultant de la calibration du débit sont présentés à l'annexe I selon chacun des modèles climatiques. Entre autres, les coefficients de Manning affichent des valeurs moyennes de 0.06 et 0.04 pour le cours d'eau principal et les cours d'eau secondaires respectivement. Ces valeurs sont d'ailleurs satisfaisantes comparativement aux valeurs théoriques pour des canaux naturels. Également, une surestimation d'environ 40% des numéros de courbe SCS résultent de la calibration pour les deux modèles. Ceci suggère que l'influence de l'utilisation des sols sur l'infiltration et le ruissellement est initialement sous-estimée. De ce fait, la majorité de la surface du BVLR étant occupée par la forêt, l'impact de cette couverture se traduit alors par une augmentation du volume du ruissellement initialement prévue. Cependant, un plus grand temps de concentration est attribué aux zones forestières avec la hausse du paramètre *SURLAG*.

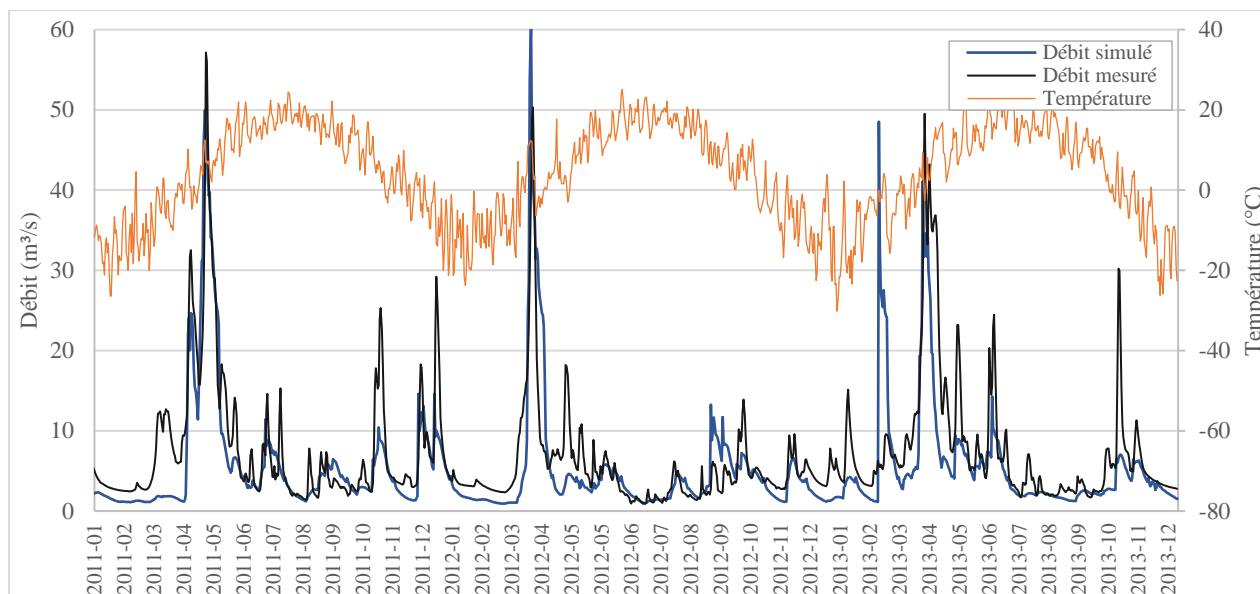


Figure 4.4 : Série chronologique journalière des températures moyennes, des débits mesurés à la station CEHQ 040122 et des débits simulés par le modèle SWAT avec les données climatiques de RNCan. Rivière du Nord 2011-2013.

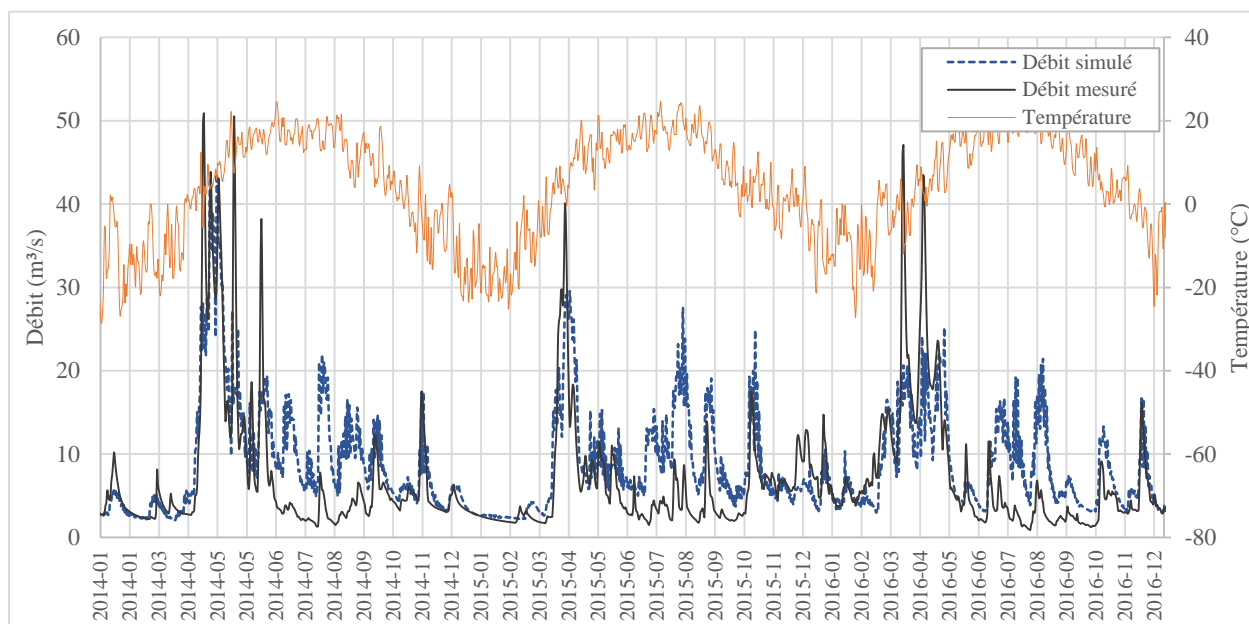


Figure 4.5 : Série chronologique journalière des températures moyennes, des débits mesurés à la station CEHQ 040122 et des débits simulés par le modèle SWAT avec les données climatiques de Climat Canada. Rivière du Nord 2014-2016.

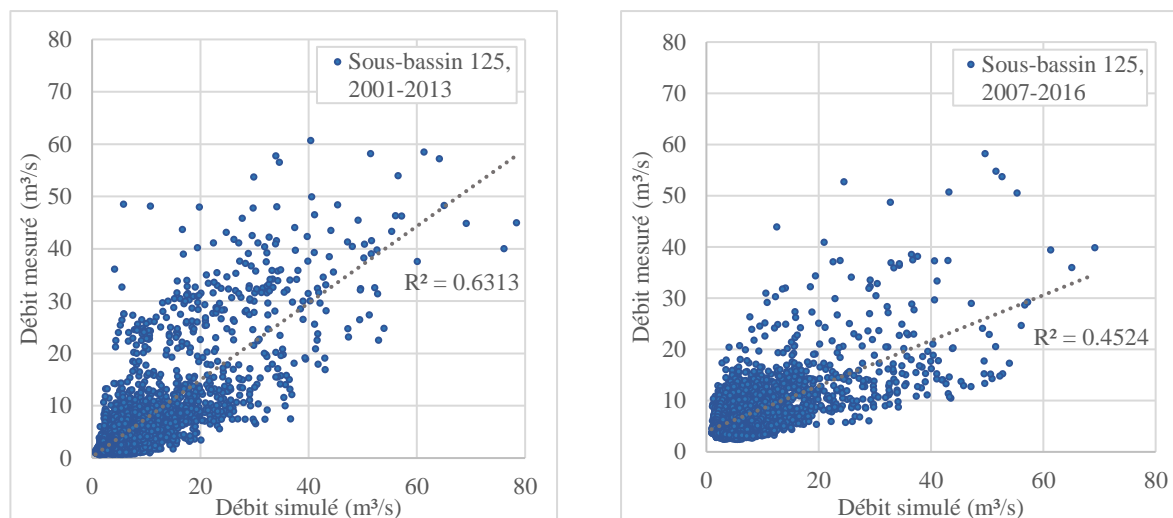


Figure 4.6: Régressions linéaires entre les débits journaliers mesurés et simulés en période de validation pour les séries de données climatiques respectives RNCAN et Cilmart Canada

Telle qu'espérée, une meilleure corrélation est observée pour le modèle utilisant les données de RNCAN. La couverture spatiale est ici considérée la composante principale permettant d'acquérir une représentation optimale des données climatiques. Par contre, même si une plus faible corrélation est attribuée au modèle issu des données de Climat Canada, une meilleure prédiction du débit de base y est remarquée telle qu'illustrée à la figure 4.4. Certaines pointes maximales du débit y sont néanmoins surestimées. Celles du modèle de RNCAN semblent correspondre davantage aux pointes observées à l'exception de la pointe de février 2013 où un volume simulé est grandement surestimé. Ceci peut être causé par une donnée de précipitation erronée ou par une observation erronée de la station CEHQ.

4.1.1 Analyse de sensibilité

Deux indices sont étudiés afin d'analyser la sensibilité de chacun des paramètres, les variables *p-value* et *t-stat* (Abbaspour, 2015). Celles-ci sont déterminées à partir d'une fonction de régression multiple. Chacun des paramètres testés y sont régressés par rapport à la fonction objective utilisée en calibration avec la méthode d'échantillonnage par hypercube latin. Ainsi, *t-stat* est obtenue à partir du test de Student. Celui-ci permet ensuite de déterminer *p-value* et par le fait même de tester l'hypothèse nulle de manière à déterminer si un paramètre a aucun effet sur la variable simulée, ici le débit. Dans cette analyse, une valeur absolue élevée de *t-stat* et une valeur faible de *p-value* sont attribuées aux paramètres les plus sensibles.

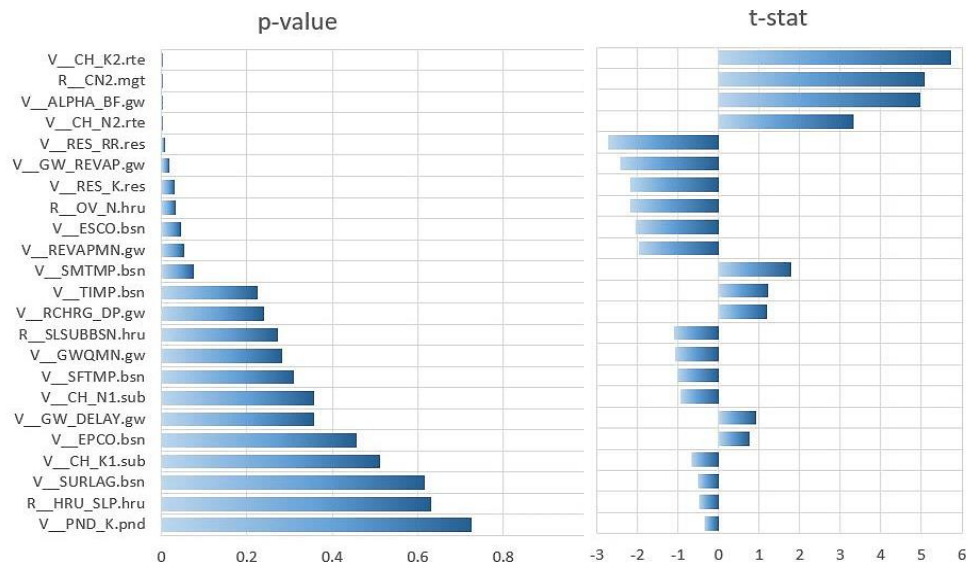


Figure 4.7 : Analyse de sensibilité des paramètres relatifs au débit

Les cinq paramètres étant les plus sensibles pour la simulation du débit sont respectivement la conductivité hydraulique du cours d'eau principal (CH_K2), le numéro de courbe SCS ou l'indice de ruissellement (CN2), la constante de régression du débit de base (ALPHA_BF), la constante de Manning du cours d'eau principal (CH_N2) et le débit sortant maximal des réservoirs (RES_RR). Ces paramètres ont d'ailleurs tous des valeurs de p -value inférieures à 0.05 permettant ainsi de rejeter l'hypothèse de nulle.

Le comportement hydrologique du bassin versant est alors grandement influencé par les caractéristiques physiques de ce dernier puisque ce sont les sols et leurs utilisations en surface qui dictent principalement les conductivités hydrauliques et le ruissellement par les numéros de courbe SCS et les coefficients de Manning.

4.2 Matières en suspension

Le flux de MES est déterminé en fonction de l'érosion des sols à l'aide de leurs taux d'érodabilité et du modèle simplifié de Bagnold. La présentation des résultats de simulation au sous-bassin 161 permet de comparer ce flux aux observations mensuelles de la station d'échantillonnage no 4 d'Abrinord. Le modèle a été paramétré afin de simuler un flux de sédiments représentatif aux observations ainsi qu'afin d'obtenir une proportionnalité avec le débit en rivière.

De ce fait, la figure 4.8 présente la série chronologique des concentrations de MES simulées entre 2014 et 2016. Une moyenne de 5 mg/L y est simulée et une variation du flux de MES affichent une

corrélation avec le débit simulé. Alors que les valeurs simulées sont généralement supérieures aux observations, une de celles-ci affiche cependant une valeur de 22 mg/L et aucune simulation excède 15 mg/L. La fréquence d'échantillonnage des observations ne permet pas d'établir la distribution réelle des concentrations en rivières. L'érosion accrue des sols lors d'événements de pluie et la remise en suspension de sédiments lors de crue sont les processus ciblés pour la simulation de ces pointes.

La figure 4.8 présente également des débits hivernaux avec un signal plus faible et constant du flux de MES. La séquence simulée entre novembre 2014 et février 2015 illustre bien cet énoncé.

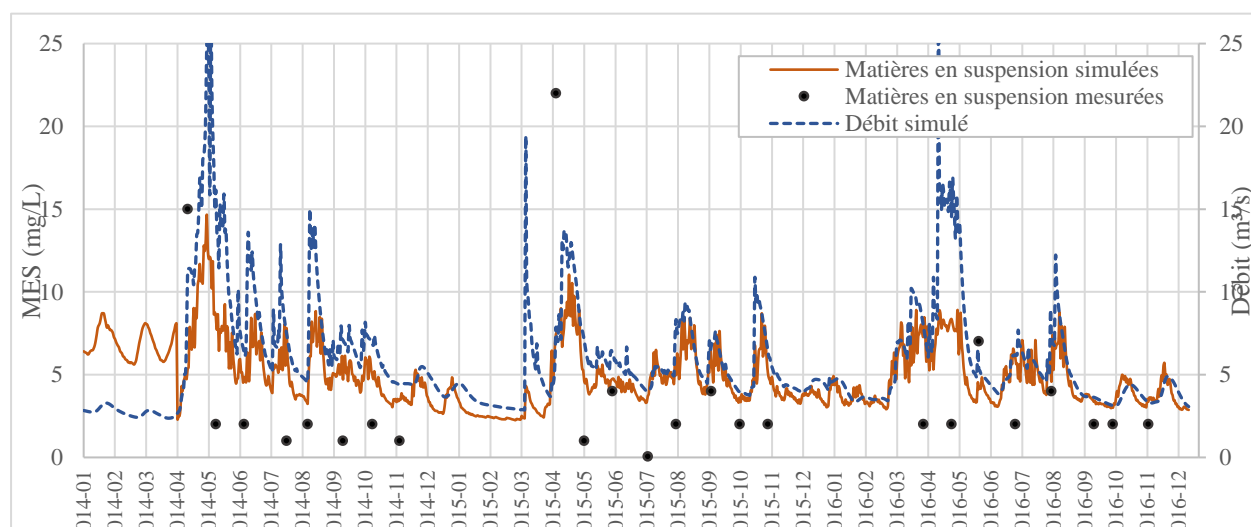


Figure 4.8 : Flux de matières en suspension simulé, matières en suspension mesurées (Station no. 4, Abrinord) et débit simulé pour la période de 2014 à 2016. Amont du lac Raymond, sous bassin 161, Rivière du Nord.

Également, la distribution de ces deux séries de données affiche peu de concentrations inférieures ou égales à 13 mg/L ce qui établit une qualité bonne ou satisfaisante de l'eau (MDDELCC, 2017a).

Les exportations de sédiments varient spatialement pour chacun des URH simulées en fonction de leur composition de pente, de type de sol et d'utilisation du territoire. La figure 4.9 présente la distribution spatiale du flux de MES selon la concentration moyenne de sédiments exportés à l'échelle des sous-bassins. Une corrélation spatiale se note entre le ruissellement (figure 4.3c) et l'érosion lesquels s'accroissent vers l'aval du bassin versant. La présence de zones urbaines est également associée à certains sous-bassins ayant une exportation de sédiments importante.

L'érosion moyenne par sous-bassin est inférieure à 15 kg/ha. La présence accrue de forêts est ciblée comme responsable de cette faible érosion en raison de son couvert végétal imposant. Globalement, les concentrations de MES en rivière semblent représentatives du régime hydrique simulé. Tel qu'espéré, le flux de MES présente une corrélation avec le débit. Avec de plus grandes vitesses en rivière, les débits élevés occasionnent alors une augmentation de l'érosion du lit de rivière et de la remise en suspension de sédimentations. Également, une variation temporelle et spatiale du flux de MES est notée pour l'ensemble du bassin selon les saisons et le type d'utilisation du territoire.

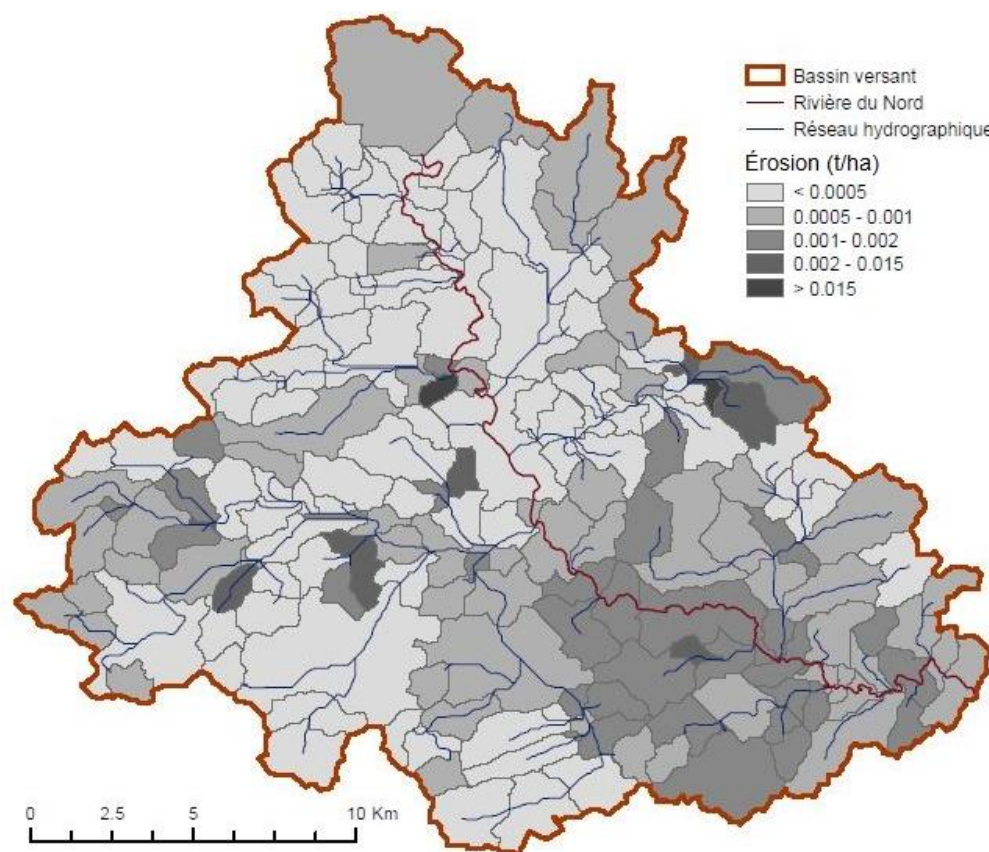


Figure 4.9 : Distribution spatiale des exportations moyennes de sédiments

L'ajustement des MES au sein du modèle inclut néanmoins un lot d'incertitudes quant à l'érosion des sols et au régime hydraulique simulé. Même si la représentation des MES simulées semble satisfaisante, le nombre insuffisant de données mesurées et leur faible variabilité temporelle sont ciblés en tant que facteur déterminant dans la convergence du modèle. Ainsi, aucun coefficient de corrélation n'est utilisé pour qualifier l'ajustement des MES dans le modèle. Cet ajustement est plutôt effectué selon la représentativité du paramétrage du modèle et des résultats obtenus. Le paramétrage final pour l'ajustement des MES est présenté au tableau 4.3. L'ajustement de 10% de

$USLE_K$ est ici jugée acceptable puisqu'il a été estimé (équation 2.55) et ce depuis les caractéristiques granulométriques des sols. Enfin, la représentativité de l'érodabilité des sols est considérée satisfaisante avec le paramétrage final qui varie faiblement comparativement au paramétrage initial suite au calage des MES.

Tableau 4.3 : Paramétrage optimal des concentrations de matières en suspension simulées

Paramètre	Méthode	Valeur initiale	Valeur finale
USLE_K.sol	Multiplier	Variable	-0.1
USLE_P.mgt	Remplacer	1.0	0.75
PRF.bsn	Remplacer	1.0	0.75
SPEXP.bsn	Remplacer	1.0	1.0
SPCON.bsn	Remplacer	0.0001	0.0001
CH_COV1.rte	Remplacer	0	0
RILL_MULT.bsn	Remplacer	0.7	0.7
RES_NSED.res	Remplacer	10	10
ADJ_PKR.bsn	Remplacer	1.0	0.75
EROS_EXPO.bsn	Remplacer	1.2	1.0

4.2.1 Analyse de sensibilité

Tel que pour le débit, le paramétrage des MES est ici analysé en fonction des variables de sensibilité p -value et t -stat afin vérifier l'hypothèse nulle. Le tableau 4.11 présentent ces coefficients pour chacun des paramètres utilisés. Un de ceux-ci se démarque nettement parmi les autres. Le coefficient d'érodabilité $USLE_K$ est donc le paramètre le plus sensible aux concentrations de MES en rivière ainsi qu'à l'érosion des sols. Ce paramètre influence d'ailleurs directement l'érosion des sols.

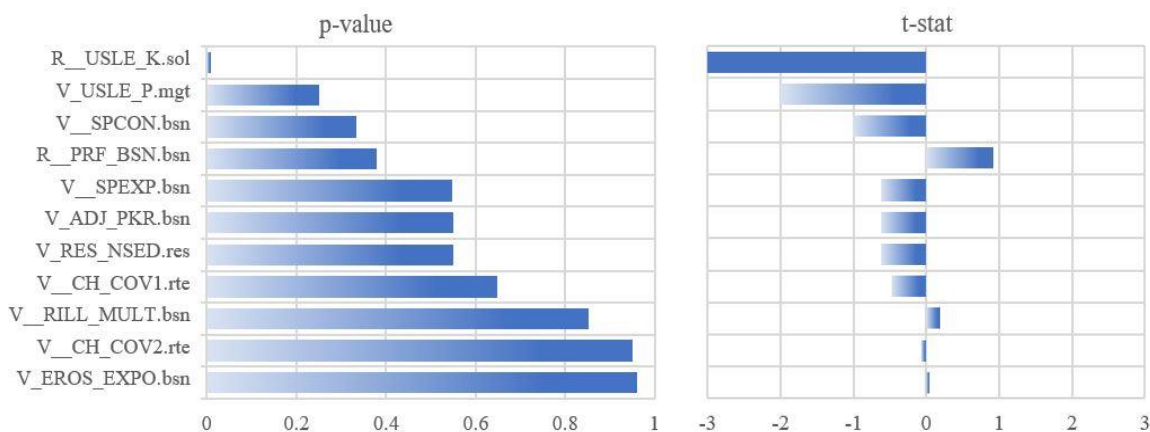


Figure 4.10 : Analyse de sensibilité des paramètres relatifs aux MES

Ensuite, les coefficients d'ajustement de la concentration de MES en rivière *SPCON* et *SPEXP* se classent parmi les paramètres les plus sensibles, mais ils demeurent néanmoins peu influents sur le flux de MES comparativement à *USLE_K*. Il en est de même pour le paramètre d'ajustement du débit de pointe *PRF_BSN* pour l'acheminement des sédiments dans le cours d'eau principal.

4.3 *E. coli*

La simulation des concentrations d'*E. coli* au sein du bassin versant est ici présentée en fonction des observations des stations d'échantillonnage de 2015 dont fait partie la plage municipale de Val-Morin. Une calibration manuelle des paramètres régissant les concentrations d'*E. coli* en rivière a été effectué avec ces observations au sous-bassin 151 du modèle où se trouve le lac Raymond.

4.3.1 Toutes sources de contamination

Pour toutes sources de contamination confondues, la distribution des concentrations d'*E. coli* simulées au lac Raymond entre 2015 et 2016 à la figure 4.11 permet d'établir qu'une majorité (87%) de ces concentrations sont incluses entre 10 et 100 UFC/100mL. Peu de concentrations entre de 3 et 5 log d'UFC/100mL (3%) sont simulées. Cette faible fréquence de hautes concentrations est représentée par les pointes maximales de concentrations simulées lors d'événements de fortes pluies. La figure 4.13 présente la série chronologique d'*E. coli* simulées entre 2015 et 2016 où ces pointes sont identifiables. La figure 4.14 reprend ensuite cette série de simulation avec les observations de la campagne d'échantillonnage à la station de la plage municipale.

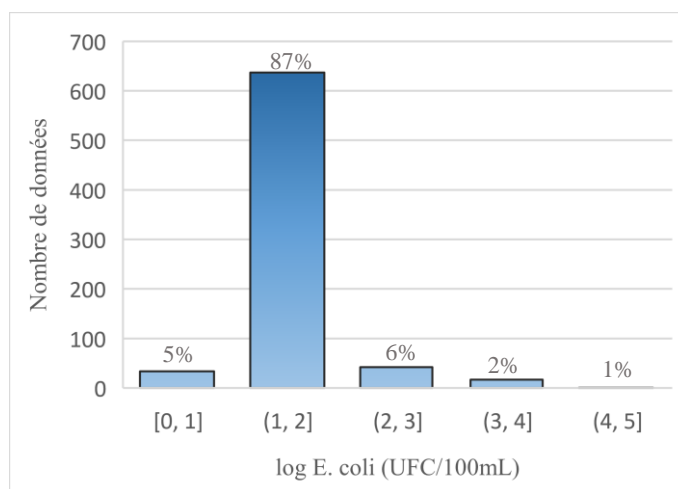


Figure 4.11 : Distribution des concentrations d'*E. coli* simulées en 2015 et 2016 au lac Raymond pour toutes sources de contamination

La courbe de non-dépassement à la figure 4.12 permet de reprendre la distribution des concentrations d'*E. coli* simulées afin déterminer les seuils de fréquence pour des concentrations données. Au lac Raymond, le critère de concentration maximale permise pour l'usage récréatif de l'eau (200 UFC/100mL) est ainsi dépassé pendant 6% du temps de simulation. Également, 96% des concentrations simulées sont supérieures à 10 UFC/100mL alors que moins de 2% des concentrations en sont inférieures.

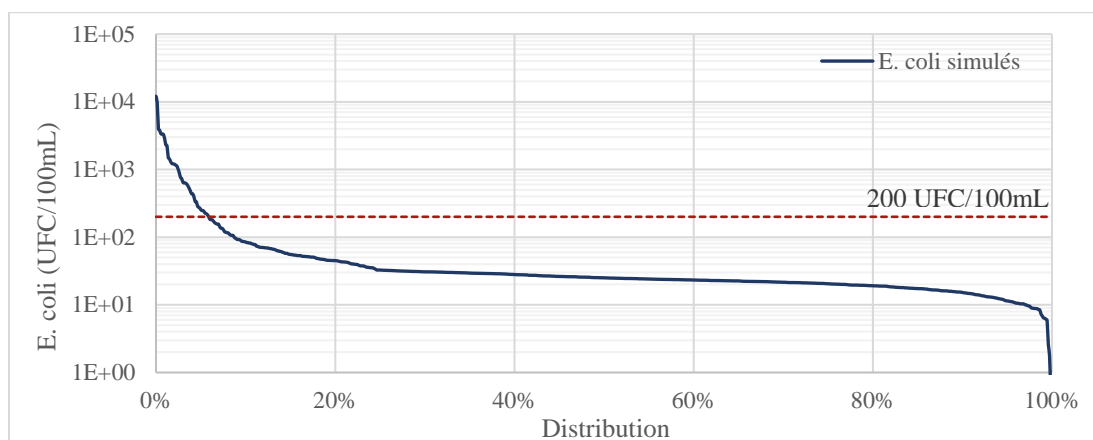


Figure 4.12 : Courbe de fréquence des concentrations d'*E. coli* simulées en 2015 et 2016 au lac Raymond pour toutes sources de contamination

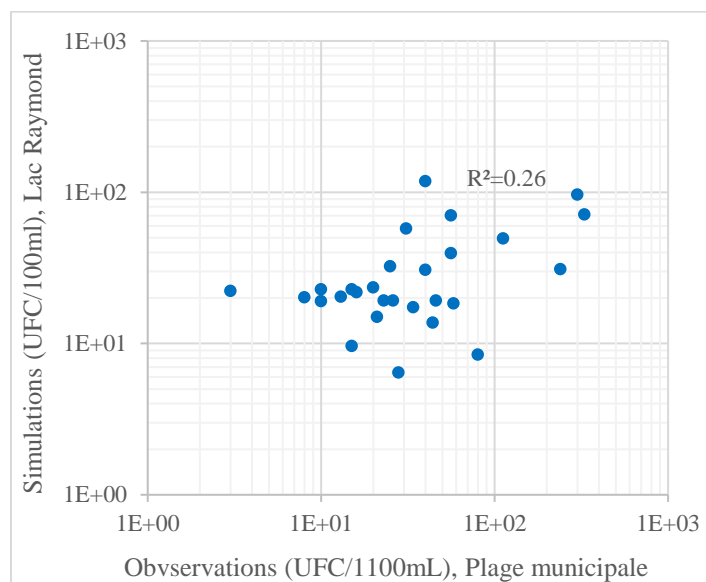


Figure 4.13 : Corrélation des prédictions d'*E. coli* au lac Raymond et des observations à la plage municipale

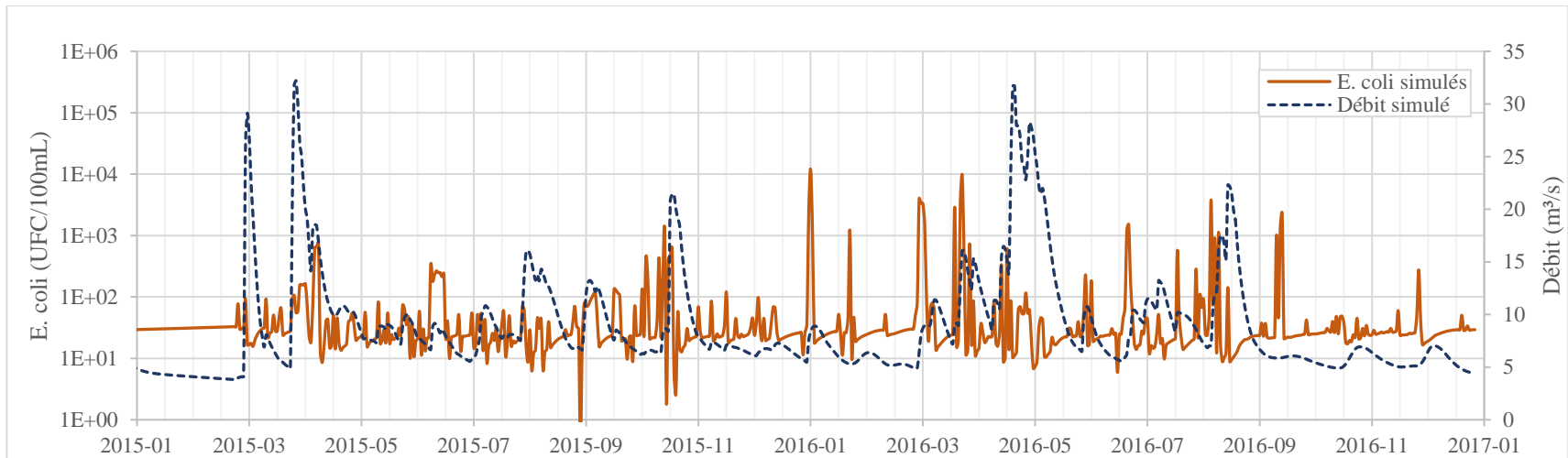


Figure 4.14 : Série chronologique d'*E. coli* simulés et des débits simulés au lac Raymond. Toutes sources de contamination

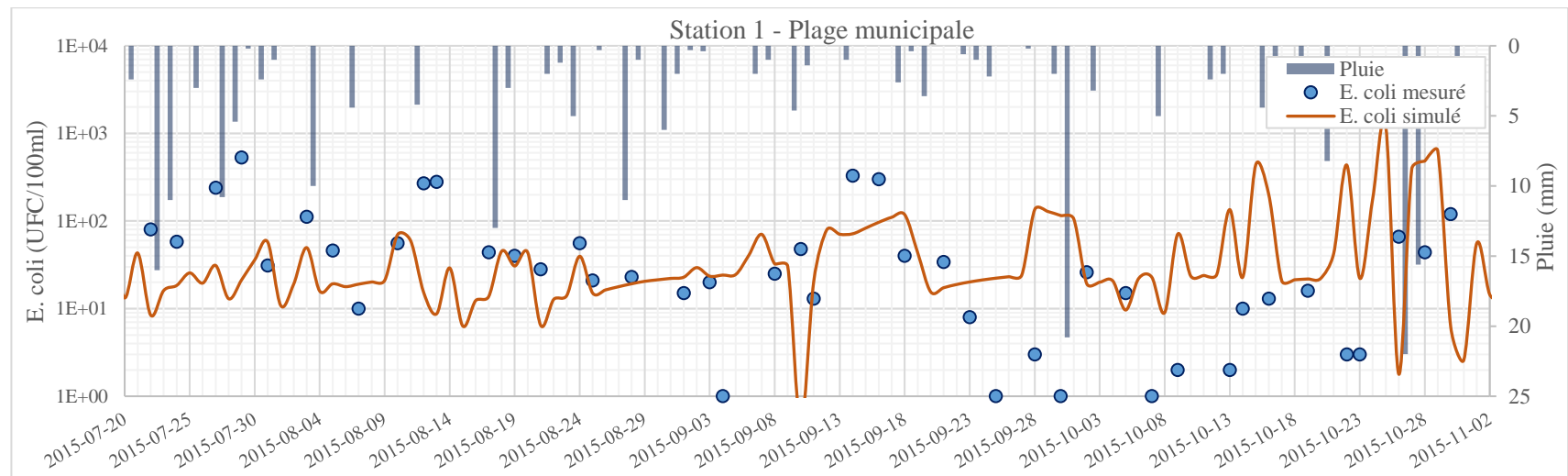


Figure 4.15 : Série chronologique d'*E. coli* simulés et mesurées à la station 1, sous bassin 151, bassin versant du lac Raymond

En général, le flux d'*E. coli* simulé réagit proportionnellement aux pluies. Les observations sont quant à elles dispersées au fil du flux simulé alors que ces deux séries de données divergent parfois de 1 log UFC/100mL d'écart. Il est à noter que le lac Raymond est modélisé en tant que bassin complètement mélangé et que les concentrations d'*E. coli* y sont simulées uniformément. La station d'échantillonnage au lac Raymond recueille quant à elle la contamination fécale de l'eau à la plage municipale et il est supposé que de larges variations sont présentes entre les concentrations d'*E. coli* au sein du lac. L'écart entre les valeurs simulées et mesurées est donc plausible. Une certaine corrélation est néanmoins notée entre les observations et les simulations d'*E. coli* à la figure 4.13.

La figure 4.16 compare les distributions des concentrations simulées et mesurées en fonction du temps sec ou du temps humide. Une précipitation nulle à l'intérieur de 24 heures définit un temps sec. Les observations font alors état d'importantes variabilités avec des valeurs similaires en temps sec et en temps humide. Également, les premiers et derniers quartiles des observations sont davantage étendus que ceux des simulations.

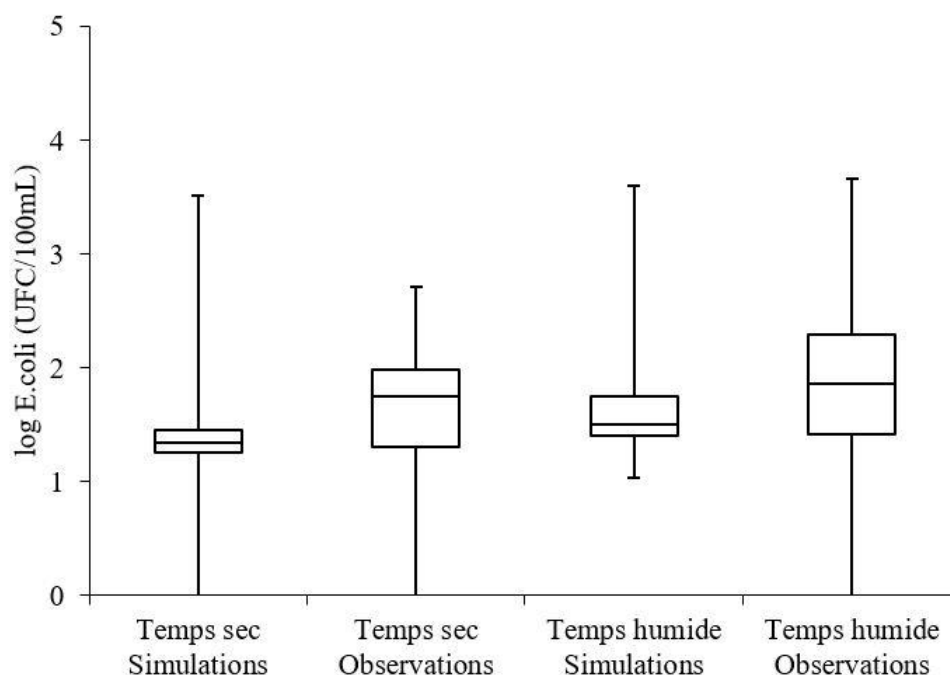


Figure 4.16: Concentrations d'*E. coli* simulées et observées au lac Raymond en fonction du temps sec ou du temps humide, 2015-2016

Aucune valeur inférieure à 1 log UFC/100mL n'est simulée en temps humide. Dans cette analyse, l'influence des précipitations sur les concentrations d'*E. coli* en rivière est notable en simulation, mais pas avec les observations. Les pointes maximales des concentrations simulées sont du même ordre de grandeur peu importe le type de temps. Globalement, les médianes des valeurs simulées et mesurées se situent dans une même plage de valeurs logarithmiques.

La figure 4.17 illustre la distribution des valeurs simulées en amont et en aval de la municipalité de Sainte-Agathe-des-Monts afin de vérifier l'impact des effluents municipaux sur les concentrations d'*E. coli* dans la rivière du Nord. Des médianes légèrement supérieures et des valeurs plus étendues sont ainsi notées pour les concentrations simulées en temps humide. Des écarts-types considérables se notent en aval de la municipalité avec des pointes maximales d'environ 4 log UFC/100mL. Celles-ci sont associées aux débordements par surverses survenant 19% du temps pour les années de simulation.

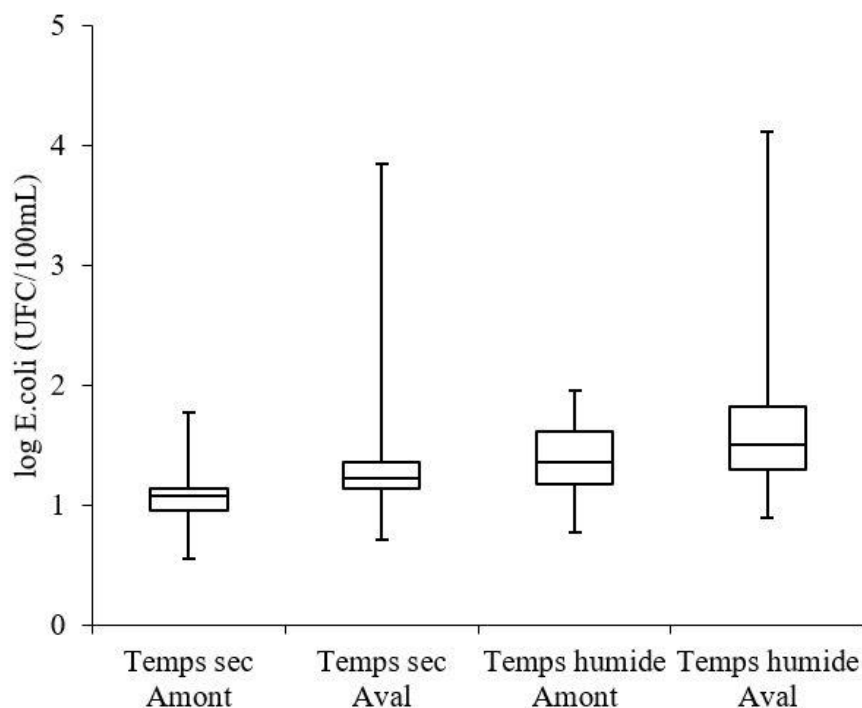


Figure 4.17 : Concentrations d'*E. coli* simulées en amont et en aval de la municipalité de Sainte-Agathe-des-Monts en fonction du temps sec ou du temps humide, 2015-2016

Spatialement, les exportations de la bactérie sont illustrées à la figure 4.18a en fonction de des concentrations totales annuelles en rivière à l'échelle des sous-bassins. Une distribution spatiale d'*E. coli* est alors principalement répartie dans les zones où se trouve la rivière du Nord ainsi que dans les zones urbaines. Également, une densité importante se note en aval des points de surverses de la station d'épuration de la ville de Sainte-Agathe-des-Monts au sous bassin 125.

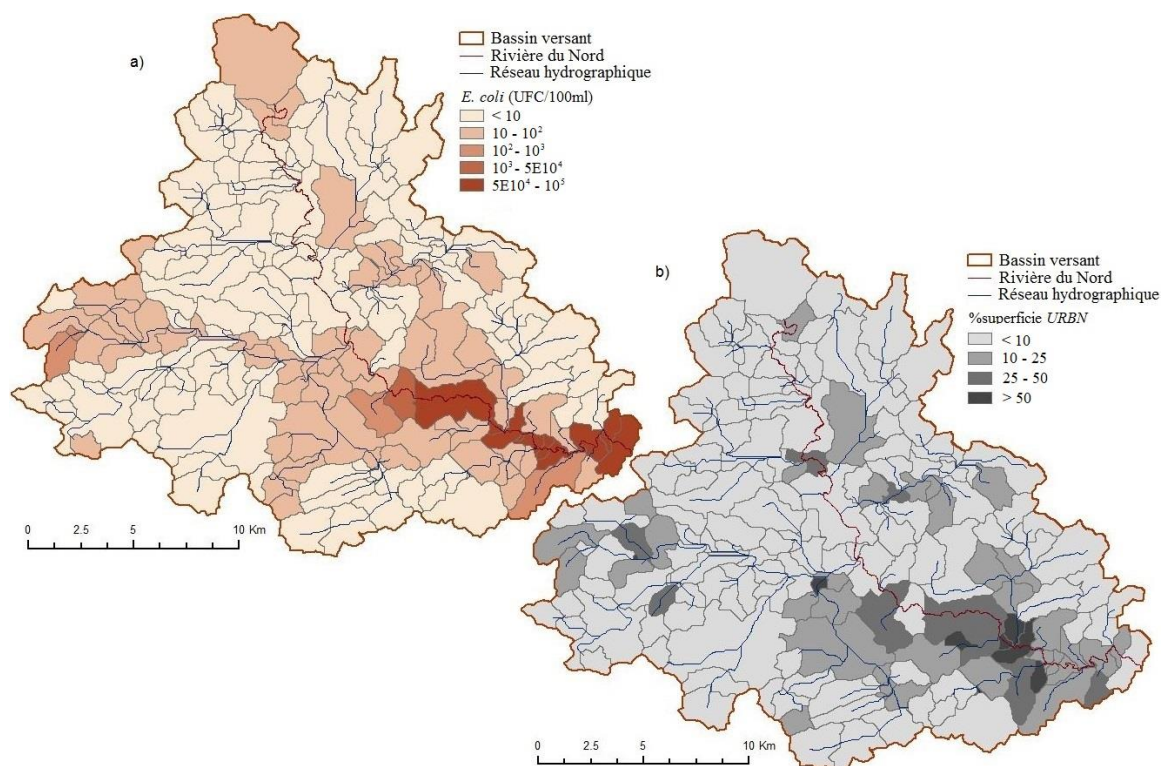


Figure 4.18 : Distribution spatiale à l'échelle de sous-bassins en 2015 des concentrations annuelles d'*E. coli* simulées (a) et du pourcentage d'occupation urbaine (b).

Enfin, la prédiction des concentrations d'*E. coli* en rivière a permis d'obtenir des résultats acceptables selon un comportement global du bassin versant représentatif de ses caractéristiques.

4.3.2 Sources individuelles de contamination

Afin de présenter les résultats de simulation selon les différentes sources de contamination, une série de figures illustrent les séries chronologiques d'*E. coli* et les débits simulés. Respectivement, les résultats de simulation relatifs à la faune, aux fosses septiques

résidentielles, aux sources en temps sec ainsi qu'aux débordements par surverses sont présentés aux figures 4.20 à 4.23.

De prime abord, les simulations de sources de contamination diffuse et ponctuelle ont été effectuées indépendamment afin d'analyser l'impact de chacune d'entre elles sur le taux d'*E. coli* en réseau. La figure 4.19 illustre les distributions des concentrations simulées au lac Raymond selon le type de contamination fécale. D'une part, les concentrations des sources de contamination en temps sec affichent une distribution semblable à celle des concentrations simulées pour toutes les sources diffuses. L'impact de la faune et des fosses septiques se voit alors négligeable face aux sources en temps sec. Les pointes de contamination simulées par ces sources se notent d'ailleurs lors d'épisodes de pluies seulement.

D'autre part, les débordements par surverses occasionnent des pointes de concentrations importantes de l'ordre de 4 log UFC/100mL. Pour la simulation de toutes les sources de contamination, les pointes maximales sont ainsi associées aux débordements par surverses alors que les concentrations médianes s'avèrent être principalement impactées par les sources diffuses.

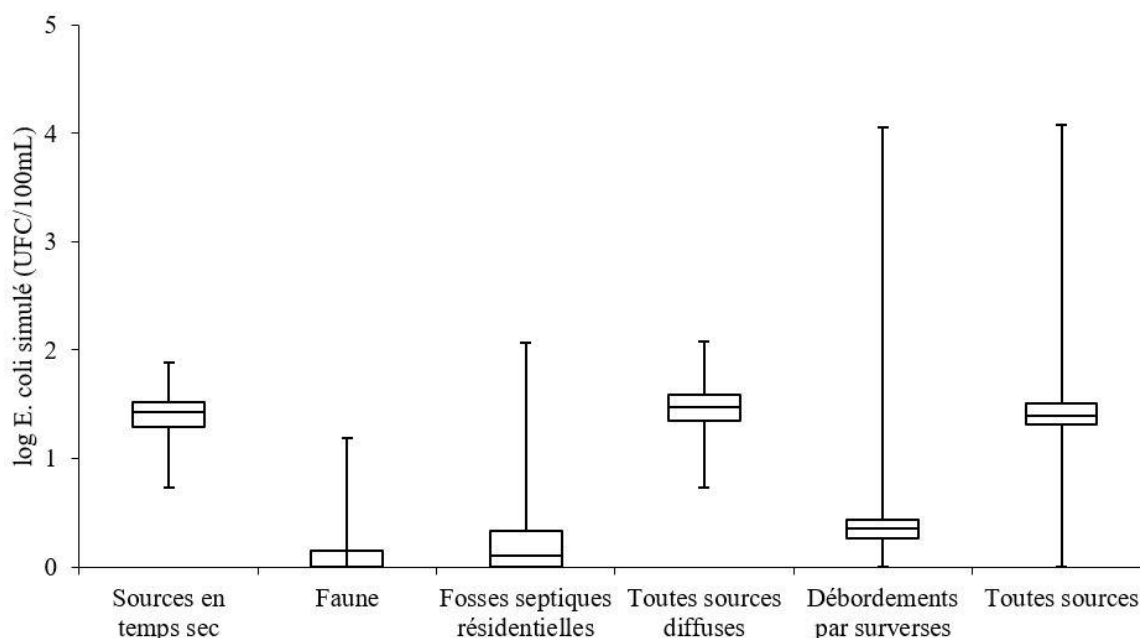


Figure 4.19 : Concentrations d'*E. coli* simulées en 2015-2016 au lac Raymond selon le type de contamination fécale

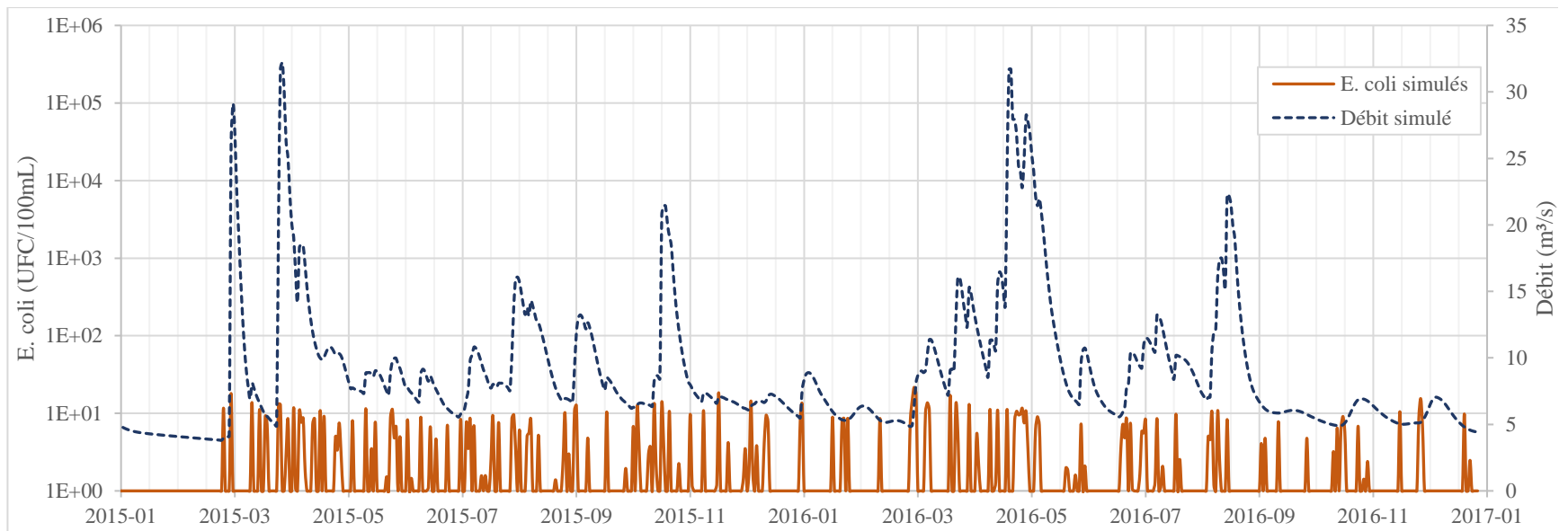


Figure 4.20 : Série chronologique d'*E. coli* simulées et des débits simulés au lac Raymond. Source de contamination : Faune

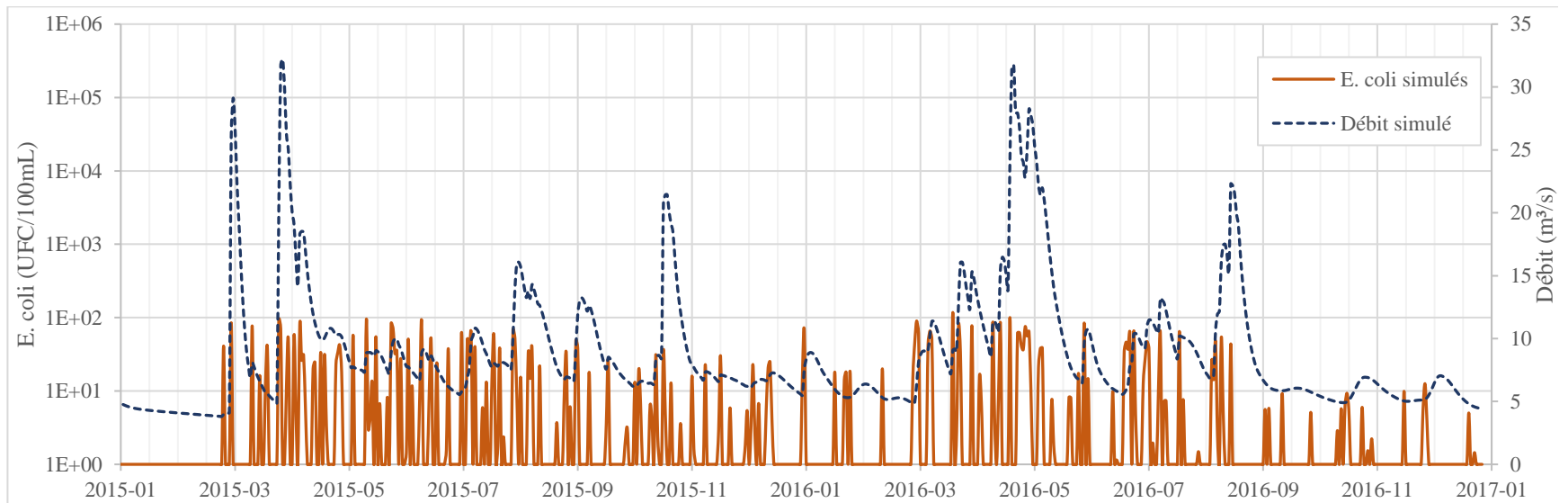


Figure 4.21 : Série chronologique d'*E. coli* simulées et des débits simulés au lac Raymond. Source de contamination : Fosses septiques

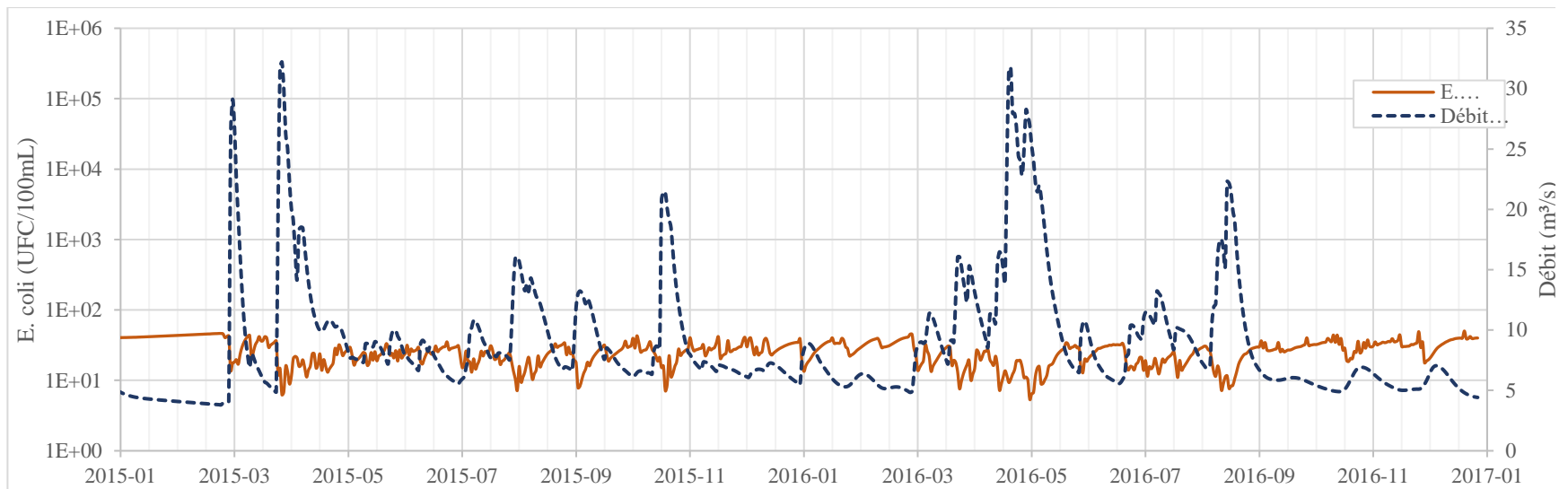


Figure 4.22 : Série chronologique d'*E. coli* simulées et des débits simulés au lac Raymond. Source de contamination : Sources en temps sec

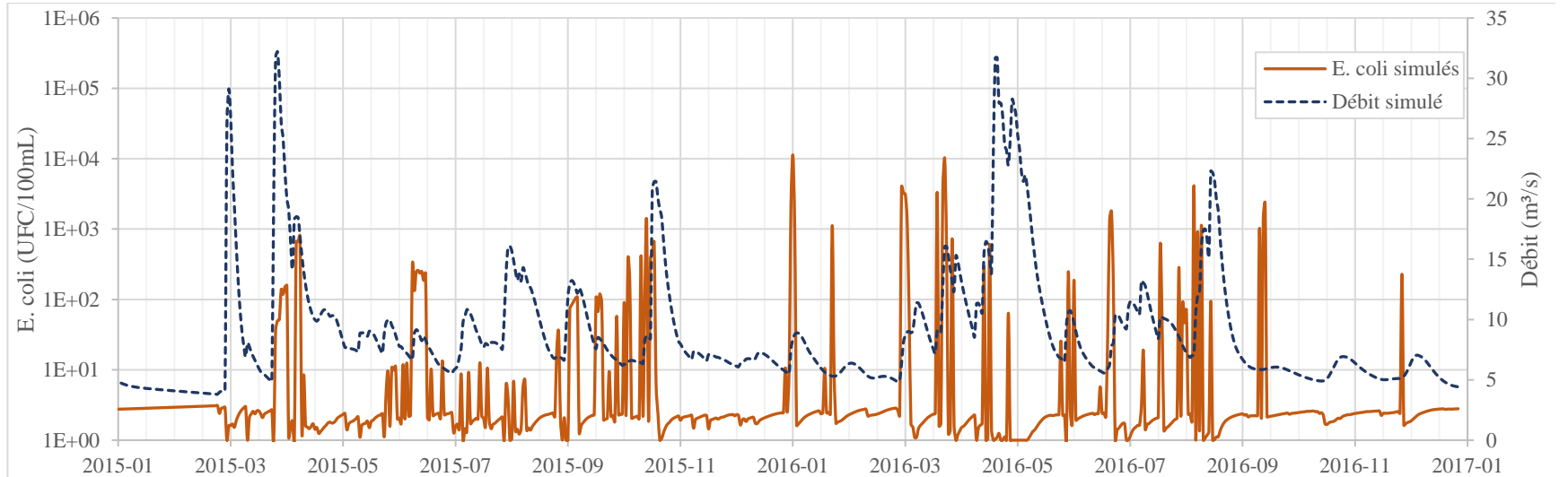


Figure 4.23 : Série chronologique d'*E. coli* simulées et des débits simulés au lac Raymond. Source de contamination : Stations d'épuration de Sainte-Agathe-des-Monts

4.3.3 ColiMinder

Telle que la campagne d'échantillonnage de 2015, le ColiMinder mesure des échantillons d'eau directement à la plage municipale du lac Raymond. Une discrimination spatiale et temporelle est alors présente entre les données simulées et l'échantillonnage du ColiMinder. Également, ce dernier a une fréquence d'échantillonnage variant de 15 à 120 minutes alors que les concentrations d'*E. coli* simulées s'affichent sur un pas de temps journalier d'où le fait de présenter les résultats avec le signal moyen GLUC. De ce fait, il est difficile d'observer une corrélation entre ces deux séries de données. Certaines pointes de l'activité GLUC correspondent toute de même aux concentrations simulées telles qu'aux journées du 16 et du 18 septembre 2016. Ces pointes sont d'ailleurs associées à des débordements par surverses telle qu'illustrée à la figure 4.25. Un écart de 24 heures peut être noté entre les débordements et les concentrations puisqu'un tel délai est attribuable à la distance séparant les points de surverses et le lac Raymond.

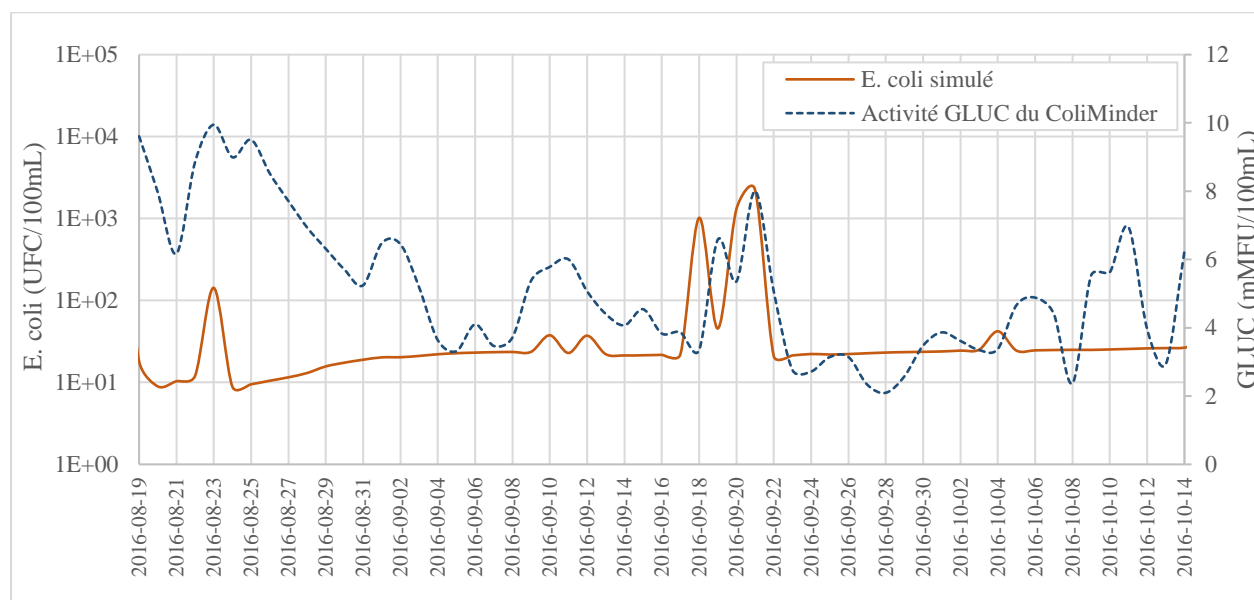


Figure 4.24 : Série chronologique d'*E. coli* simulées au lac Raymond pour toutes sources de contamination et activité GLUC moyenne mesurée par le Coliminder à la page municipale de Val-Morin en 2016.

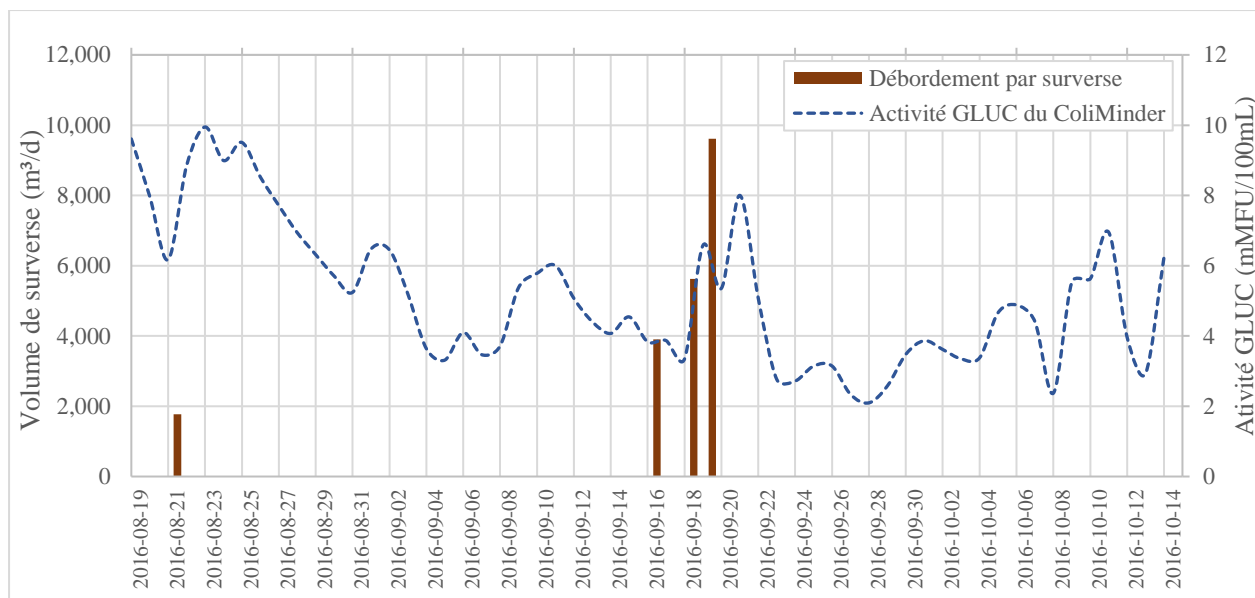


Figure 4.25 : Série chronologiques des débordements par surverse à Sainte-Agathe-des-Monts et activité GLUC du ColiMinder mesurée au lac Raymond

Une similitude entre les courbes de distribution d'*E. coli* simulées (UFC/100mL) et l'activité GLUC (mMFU/100mL) se note à la figure 4.26. Cependant, les deux d'unités ici utilisées ne mesurent pas les mêmes types de concentration. Alors que les simulations résultent en des concentrations d'*E. coli* de type cultivable analysées sous une échelle logarithmique, le ColiMinder permet la mesure de cellules cultivables et non-cultivables analysées sous une échelle arithmétique. À ce jour, la corrélation entre ses unités de mesures est à l'étude.

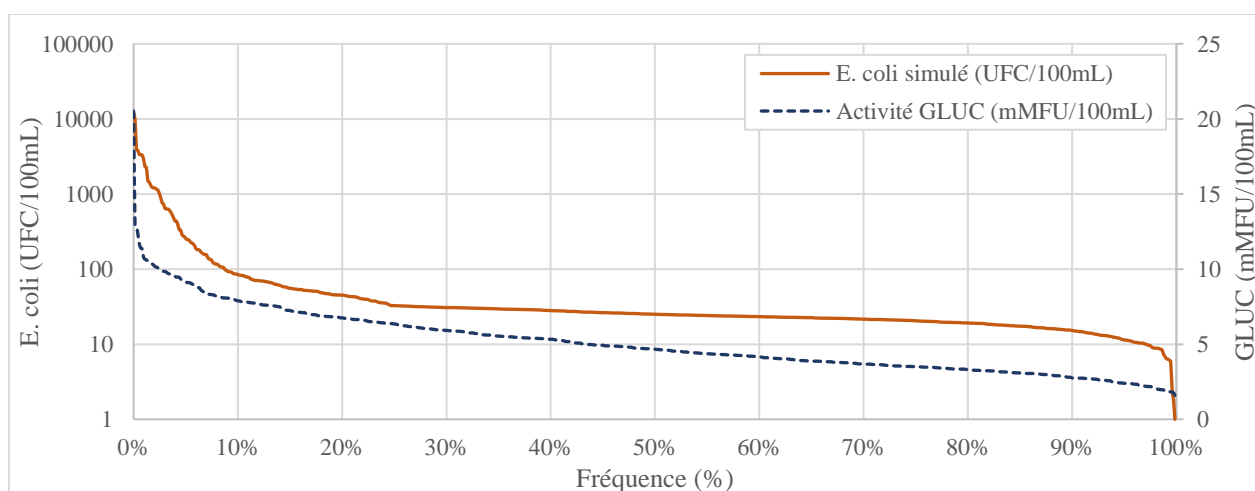


Figure 4.26 : Distribution des concentrations d'*E. coli* simulées et de l'activité GLUC du ColiMinder au lac Raymond

4.3.4 Analyse de covariance

Certaines tendances sont notées entre les différentes variables simulées, les observations et les données d'entrées. D'une part, les concentrations d'*E. coli* simulées au lac Raymond affichent une forte corrélation avec les volumes des débordements par surverses. Parmi ces concentrations, celles étant inférieures à 200 UFC/100mL sont relatives aux volumes de débordement inférieurs à 1 000 m³ par jour. Le nombre de débordements quotidiens n'est pas une variable sensible aux concentrations simulées puisque les volumes et les durées de surverses sont invariables à l'intérieur d'un pas de temps de simulation.

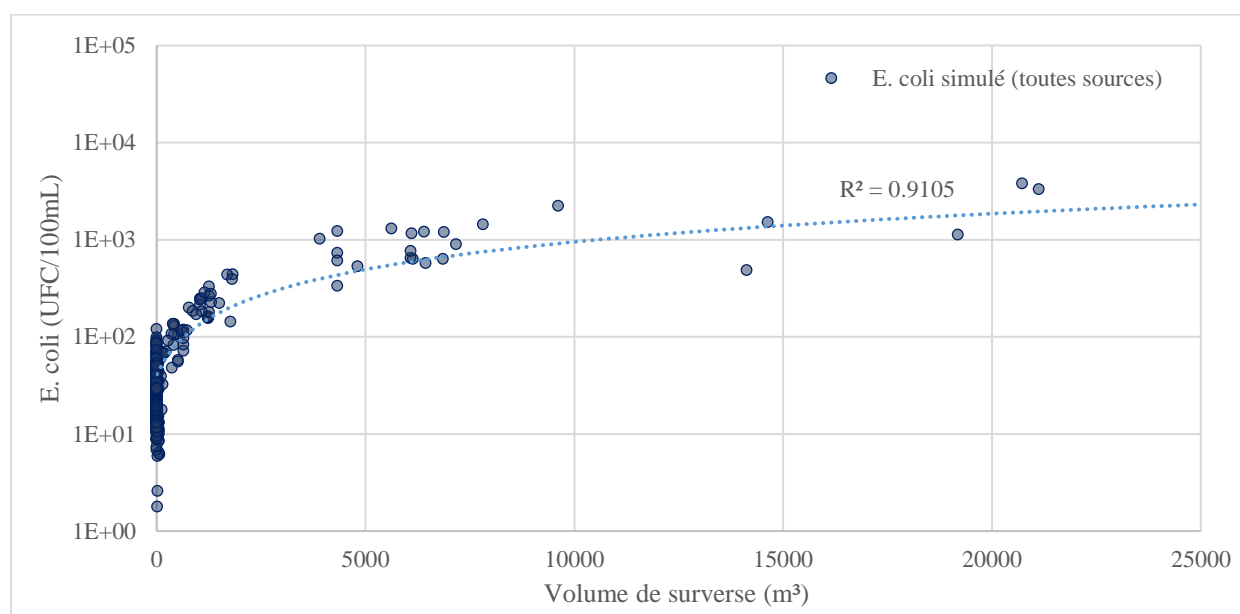


Figure 4.27 : Concentrations d'*E. coli* simulées au lac Raymond en fonction des volumes de surverses à Sainte-Agathe-des-Monts

À la figure 4.28, les concentrations simulées avec les sources en temps sec sont mise en relation avec les débits. Une relation inversement proportionnelle y est notée. Étant donné que ces sources sont modélisées directement au sein des lacs et des cours d'eau, une dilution des concentrations survient alors lorsque le débit augmente. À l'inverse, les concentrations simulées avec les sources diffuses terrestres se voit augmentées proportionnellement au débit tel qu'illustré à la figure 4.29.

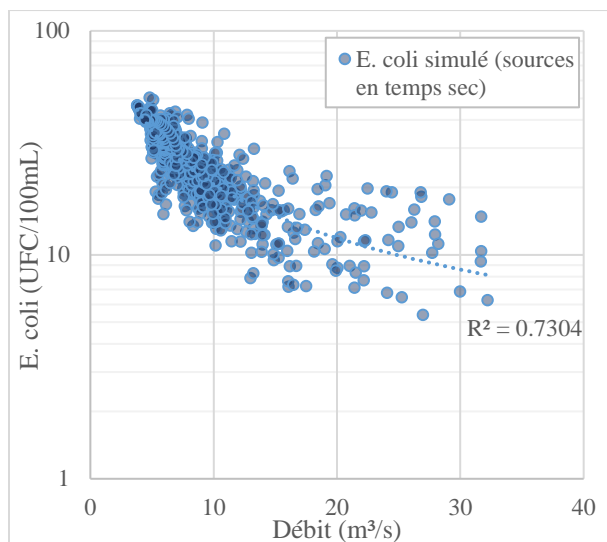


Figure 4.28 : Simulations pour les sources en temps sec

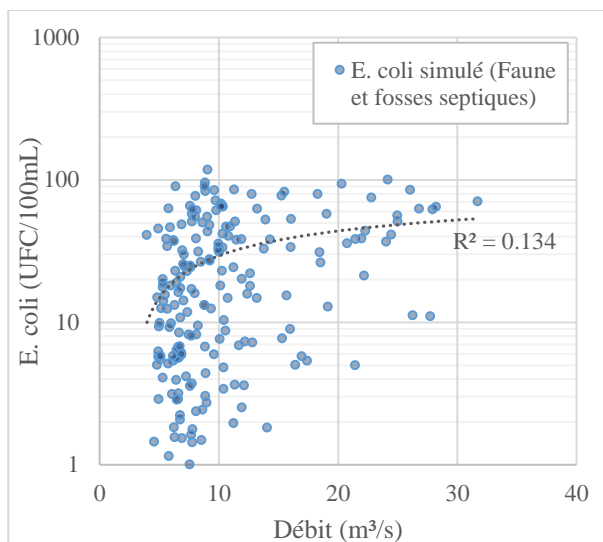


Figure 4.29 : Simulations pour les sources diffuses

Enfin, les observations de la campagne d'échantillonnage de 2015 sont mises en relation avec les débits simulés à l'emplacement respectif de chacune des stations. Il est ainsi possible d'établir une relation proportionnelle distincte pour chaque station entre ces deux variables. Des coefficients de détermination jusqu'à 0.43 y sont attribués. Pour les stations situées sur la rivière du Nord (1, 2, 4 et 6), les débits simulés supérieurs à 10 m³/s ont tendance à correspondre à des concentrations d'*E. coli* mesurées supérieures à 200 UFC/100mL. Ces débits sont majoritairement présents entre les mois de mars et mai durant les crues printanières, mais également lors d'événements de fortes pluies.

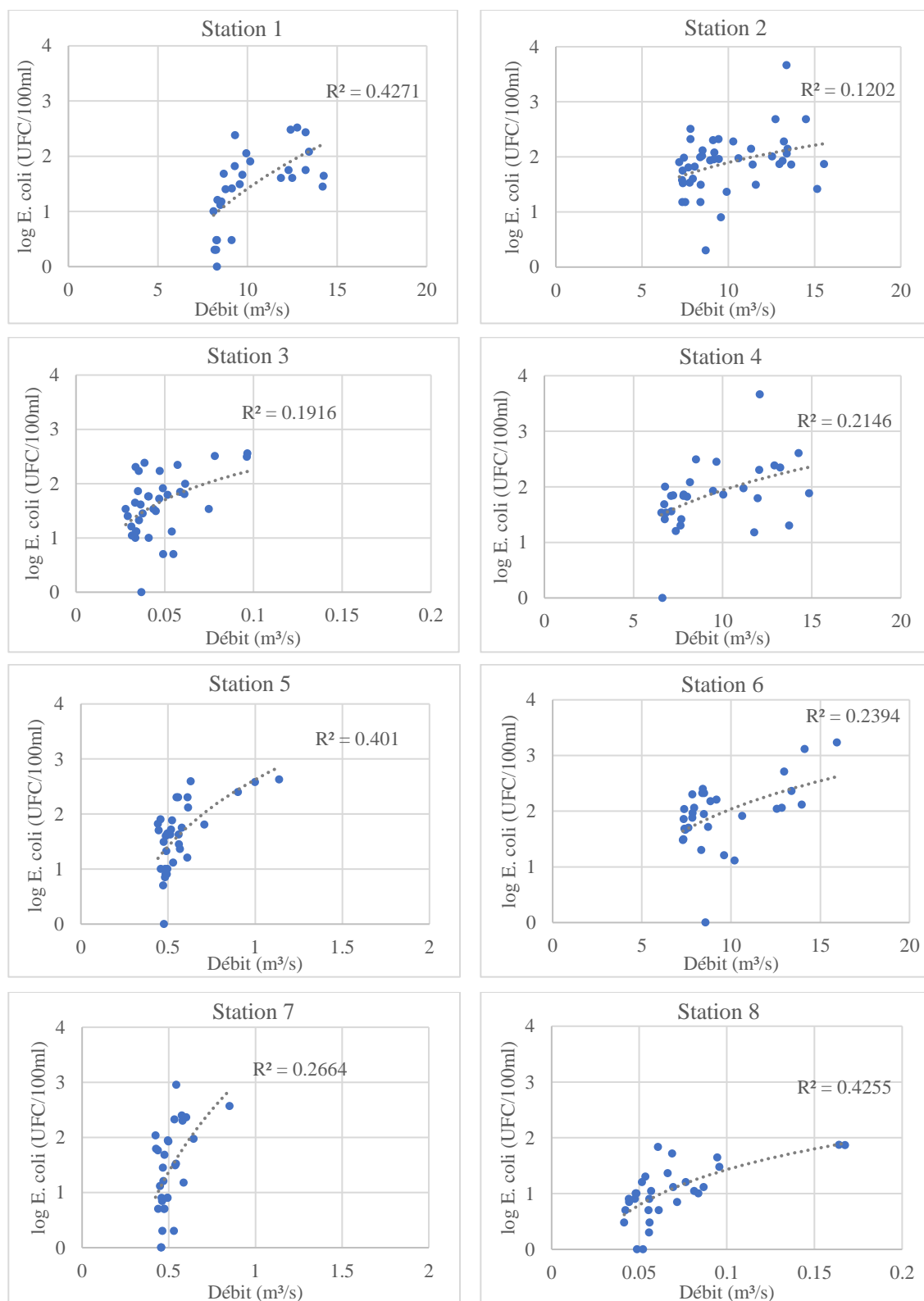


Figure 4.30 : Relations entre les concentrations d'*E. coli* mesurées et le débit simulées aux huit stations d'échantillonnage en 2015.

4.3.5 Analyse de sensibilité

Parmi les douze paramètres testés, quatre y sont identifiés comme ayant une influence significative sur les concentrations d'*E. coli* simulées avec une des valeurs de *p-value* égales ou inférieures 0.05. Il s'agit du facteur d'ajustement de la température pour les coefficients de mortalité (THBACT), du coefficient de mortalité pour les bactéries sur la végétation ou dans le fumier (WDPF), de la fraction de lessivage des bactéries sur la végétation ou du fumier (WOF_P) et de la fraction du fumier appliqué ayant des unités de formation de colonies actives (BACT_SWF).

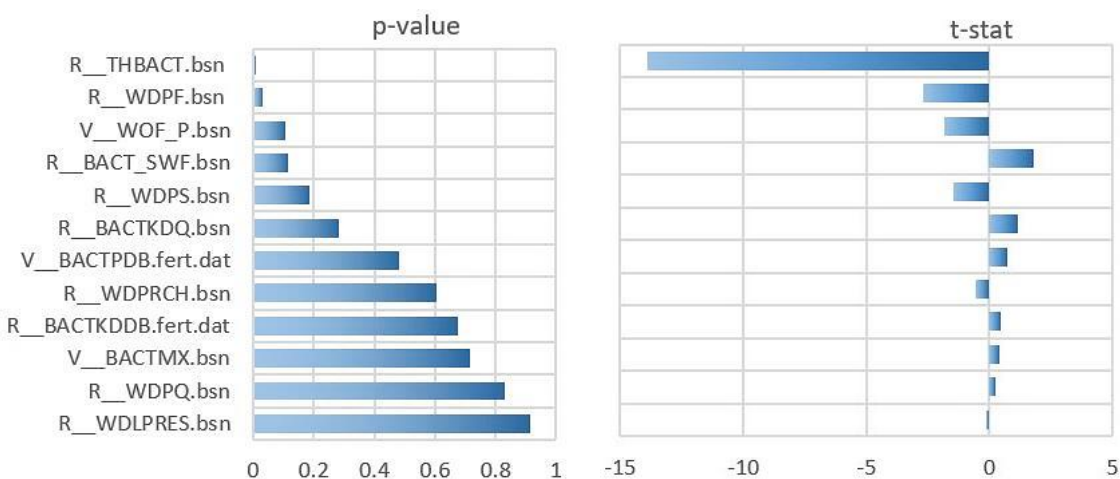


Figure 4.31 : Analyse de sensibilité des paramètres relatifs aux concentrations d'*E. coli*

Également, le coefficient mortalité pour les bactéries adsorbées au sol (WDPS) et le coefficient de partitionnement des bactéries en solution dans le premier 10 mm de sol (BACTKDQ) présentent une sensibilité considérable. Étroitement reliées, ces variables régissent le devenir des concentrations d'*E. coli* au sol où les sources diffuses ont un grand impact par l'entremise du ruissellement. Enfin, les paramètres optimaux obtenus suite aux essais de calibration des concentrations d'*E. coli* au sous-bassin 151 sont présentés au tableau 4.4.

Tableau 4.4 : Paramétrage optimal des concentrations d'*E. coli* simulées

Paramètre	Valeur initiale	Valeur finale
WDPQ.bsn	0.1	0.09
WDPS.bsn	0.1	0.10
WDPF.bsn	0.1	0.09
WDPRCH.bsn	0.06	0.07
WDPRES.bsn	0.06	0.06
BACTKDQ.bsn	175	186
BACTPDB.fert.dat	Variable	1.8E+08
THBACT.bsn	1.07	0.98
BACTKDDB.fert.dat	0.9	0.88
WOF_P.bsn	0.75	0.17
BACT_SWF.bsn	0.15	0.15
BACTMIX.bsn	10	16

CHAPITRE 5 DISCUSSION

5.1 Modélisation hydrologique

Suite au calage du débit avec les observations de la station CEHQ 040122, la prédiction des débits en rivière s'est avérée satisfaisante selon les coefficients de corrélations obtenus. D'une part, les attributs de la caractérisation du BVLR ont permis d'acquérir une variabilité spatiale suffisamment détaillée afin d'obtenir un raffinement optimal des URH. Alors que le modèle SWAT utilisé comporte un besoin considérable de données d'entrées, l'accès et la mise en forme de ces dernières ont été effectués avec succès dans le cadre du paramétrage. Les paramètres optimaux résultant du calage ne représentent néanmoins qu'une solution unique parmi plusieurs combinaisons possibles permettant la convergence du modèle. Il faut alors considérer que toutes modifications au modèle ont un impact sur les résultats de simulations et qu'une nouvelle calibration du débit est conséquemment nécessaire.

D'autre part, les des cours d'eau ne sont pas nécessairement représentatifs à leur forme et leur trajectoire réelle. Alors que la topographie a guidé leurs tracés, ces composantes ne sont pas géo-référencées telle que la rivière du Nord. Une meilleure résolution des données topographiques aurait donc été souhaitée. Également, les sections transversales des cours d'eau ont été estimées selon des formes trapézoïdales. Ces estimations s'affichent alors comme des incertitudes, mais elles font parties intégrantes de la modélisation du bassin versant et permettent de combler les informations manquantes et nécessaires au modèle.

Par ailleurs, l'intégration de deux séries de données climatiques a permis de comparer l'impact de leur type de couverture spatiale sur la convergence du modèle. Les données provenant de RNCAN et bénéficiant d'une couverture complète du bassin selon des polygones d'informations climatiques géo-référencées, des coefficients de corrélations supérieurs y ont été associés comparativement aux données provenant de Climat Canada et leurs deux stations climatiques. Néanmoins, il a été possible de calibrer le modèle avec ces dernières. L'utilisation de données climatiques avec une faible distribution spatiale figure alors parmi les possibilités pour paramétrer un modèle, mais une divergence de celui-ci est cependant à envisager. Dans la cadre de cette modélisation, le faible éloignement des stations climatiques et leurs emplacements opposés au bassin versant sont identifiés comme facteurs déterminants à la convergence du débit simulé.

Également, les paramètres optimaux obtenus pour chacun des deux modèles climatiques se sont avérés généralement semblables, mais quelques valeurs s'opposent. Par exemple, les paramètres *GWQMN* et *SLSUBBSN* affichent une différence de plus de 50%, mais ils ne sont pas inclus dans les paramètres les plus sensibles à l'ajustement du débit. À l'inverse, le paramètre *RES_RR* définissant le débit sortant maximal des réservoirs révèle une sensibilité considérable et diffère de 43 m³/s entre chacun des modèles. Ce résultat met en perspective le besoin d'acquérir une meilleure caractérisation des réservoirs et davantage d'informations sur le contrôle de leurs exutoires. Même si les volumes et les superficies simulés des réservoirs et des lacs ne sont pas considérés dans cette étude, leur intégration future au modèle pourrait faire bonifier la représentativité du bilan hydrique. De ce fait, alors que le lac Raymond est simulé comme un bassin complètement mélangé, une étude locale de son comportement hydrodynamique pourrait améliorer la précision des caractéristiques des eaux acheminées à la plage municipale de Val-Morin. Idéalement, des instruments de mesure positionnés à l'entrée du lac ainsi qu'à la plage tel que le ColiMinder permettraient une caractérisation optimale de l'influence de la rivière du Nord sur ledit lac.

Par ailleurs, le BLVR s'apparente au bassin versant étudié par Proulx-McInnis et al. (2013) et situé dans la région de la Baie James. Cette aire d'étude se compose de plusieurs surfaces d'eau telles que des lacs et des marais ainsi qu'une domination par la forêt boréale. Les résultats de cette recherche ont démontré que les marais, les milieux humides et les tourbières présentent de grandes incertitudes quant à l'évaluation de l'évapotranspiration et du bilan hydrique ce qui reflète la complexité de l'écoulement de l'eau dans ce type région.

De plus, le bilan hydrique obtenu suite aux simulations par SWAT a permis de distinguer l'apport des précipitations aux diverses partitions du bassin versant. Les distributions spatiales des résultats ont permis de corrélérer l'évapotranspiration à l'emplacement des grandes eaux de surfaces de même que le drainage souterrain aux différentes classes hydrologiques des sols. De ce fait, la présence de sols perméables et d'une grande proportion de la superficie occupée par la forêt confirment la proportion importante des écoulements souterrains tel qu'illustré à la figure 5.1. Également, le bilan hydrique présente un ruissellement de surface et un écoulement hypodermique non négligeable en période hivernale en raison des températures de gel. Le ruissellement est d'ailleurs dominant lors de crues printanières. Bref, le comportement hydrologique du bassin versant semble fidèle à ses caractéristiques physiques.

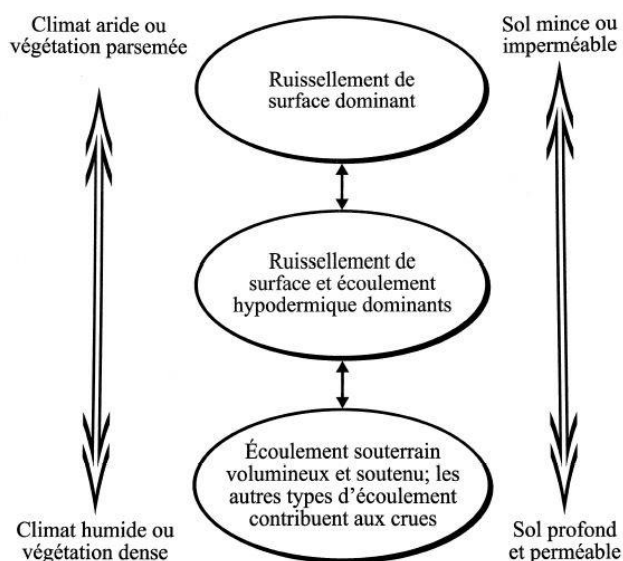


Figure 5.1 : Écoulement dominants dans un bassin versant en réponse aux précipitations, tiré de Ancil et al. (2012)

Enfin, le pas de temps utilisé pour les simulations ont permis de caractériser le comportement hydrique du bassin sur une base journalière, mais également de manière mensuelle et saisonnière. Cependant, aucune variabilité horaire n'a été possible avec ce choix d'intervalle. L'intensité des précipitations et les hydrogrammes correspondants ont par conséquent été traités linéairement au sein d'une journée. Le paramétrage et la calibration du modèle sur un pas horaire auraient toutefois nécessité une quantité de données et de temps simulation considérablement supérieur. Même si une meilleure variabilité temporelle aurait été attribuée à ses résultats de simulation, les objectifs de cette étude ont tout de même été accessibles avec un intervalle journalier.

5.2 Matières en suspension

Bien que les exportations de sédiments soient considérées dans cette étude, certaines limites s'appliquent quant à l'utilisation des simulations car celles-ci n'ont pas validées. Malgré la présence de plusieurs stations d'échantillonnage d'Abrinord, l'intervalle des observations n'a pas permis pas de calibrer et valider les concentrations de MES au sein du modèle en fonction de coefficients de corrélation. Il est à noter que le suivi de la qualité mensuelle de l'eau fait plutôt l'objet de ces échantillons. Également, la calibration des concentrations de MES sur une base mensuelle n'aurait pas été possible puisque les observations ne représentent pas l'ensemble des concentrations moyennes du mois de l'année où elles ont été collectées.

Ainsi, les résultats de MES obtenus par ce modèle ne peuvent pas être utilisés pour établir les taux d'érosion réels, mais bien pour évaluer le comportement global du bassin en ce qui a trait aux exportations sédimentaires. Néanmoins, il a été possible de simuler des concentrations de MES ayant un flux proportionnel au débit et réagissant fidèlement au paramétrage du modèle. Une corrélation significative de l'érosion avec le ruissellement est également identifiée. Il est à souligner que la caractérisation des sols s'est avérée adéquate et que son utilisation future est ici jugée appropriée. Concrètement, le modèle d'érosion *MUSLE* s'avère efficace et facile d'utilisation dans SWAT.

Un échantillonnage des concentrations de MES en rivière semble nécessaire suite à cette analyse. Pour ce faire, deux stations d'échantillonnage en continu pourraient être installées à l'entrée et à la sortie du lac Raymond afin d'analyser respectivement l'apport en sédiments de la rivière du Nord et son influence subséquente sur le lac. Le calage des MES dans le modèle serait par conséquent possible. Un ajustement optimal des coefficients d'érodabilité *USLE_K* des sols permettrait d'ailleurs d'acquérir une meilleure représentativité de l'érosion des sols. De plus, la remise en suspension de sédiments en rivière aurait une meilleure représentativité et les concentrations simulées d'*E. coli* en bénéficieraient conséquemment.

Enfin, la simulation de l'érosion s'est avérée importante car l'exportation de sédiments est une partie intégrante du comportement bactériologique du bassin versant vis-à-vis la contamination fécale au sein du réseau hydrographique.

5.3 *E. coli*

5.3.1 Retour sur les hypothèses

Certaines hypothèses ont été émises afin de caractériser et modéliser les sources de contamination fécale. Les résultats de simulation en sont d'ailleurs directement impactés. Une liste des principales hypothèses utilisées au sein du modèle qui ont permis la simulation des concentrations d'*E. coli* est présentée ci-dessous :

- a) La contamination de sources diffuses est simulée par la distribution uniforme et continue de fumier sur la surface du sol. Les caractéristiques propres à chacune des sources diffuses sont attribuées aux fumiers respectifs.

- b) Les fosses septiques résidentielles sont identifiées aléatoirement au sein des zones urbaines non desservies par un réseau d'égouts municipaux selon un taux de défaillance de 30%
- c) La mobilité des *E. coli* est assurée par le transport de l'eau et des sédiments. Un coefficient détermine le partitionnement entre les bactéries en solution et celles attachées aux particules sédimentaires.
- d) La concentration d'*E. coli* et de MES des effluents municipaux et des débordements pas surverse sont constantes pour tous les volumes de débordement.
- e) Aucune croissance d'*E. coli* n'est possible. Seuls les coefficients de mortalité contrôlent le devenir d'*E. coli* selon des cinétiques de réaction d'ordre 1.
- f) L'influence de l'intensité et de la durée des précipitations est négligée. Seules les hauteurs de précipitations journalières contrôlent le ruissellement et le taux d'érosion.

Toutes ces considérations ont un impact significatif sur les concentrations d'*E. coli* simulées en plus d'être associées à des incertitudes sur la caractérisation des sources de contamination. La représentativité des résultats est proportionnelle à l'inclusion ou l'exclusion des différents processus impliqués dans le transport et le devenir d'*E. coli* dans l'environnement. Cet essai en modélisation de sources de contamination fécale témoigne de la complexité des processus environnementaux qui en émergent. Des résultats de simulation acceptables ont tout de même été produit.

5.3.2 Paramétrage

Les résultats de simulations sont conséquents du paramétrage du modèle et des hypothèses émises à leur sujet. Alors que l'analyse de sensibilité a permis d'établir l'influence de différents paramètres régissant les concentrations d'*E. coli* en rivière, d'autres paramètres et processus ont également démontrés des impacts significatifs par leurs interactions au sein du modèle. L'analyse des résultats en fonction du paramétrage et des processus modélisés est ici présentée.

D'une part, la caractérisation du lit de rivière quant à sa forme et à la présence de végétation, de roc ou de résidus quelconques se voit sensible à la remise en suspension de sédiments. Ce processus s'est avéré important dans la simulation des sources en temps sec. Par contre, des lits rivières uniformes ont été modélisés alors qu'ils peuvent être hétérogènes. Ceci s'impose alors comme une des limites à la modélisation des caractéristiques physiques du bassin versant.

De plus, le partitionnement des bactéries entre la phase soluble et la phase particulaire peut aussi être lié à des incertitudes dans la simulation de concentrations d'*E. coli*. Dans SWAT, les bactéries en solution sont transportées directement par le ruissellement tandis que celles attachées aux particules sédimentaires sont transportées par l'entremise de l'érosion. L'évaluation d'*E. coli* attachées aux particules sédimentaires s'est avérée sensible à l'ajustement du coefficient BACTKDQ. Ce paramètre nécessite alors une attention supplémentaire dans la simulation des concentrations d'*E. coli* impliquant le transport de sédiments. D'ailleurs, la corrélation entre le débit et le flux de MES démontre une proportionnalité entre l'érosion et le ruissellement. Il est aussi possible d'établir une influence du régime hydraulique en rivière sur la remise en suspension de sédiments par les débits simulés. Néanmoins, considérant qu'une intensité de pluie minimale est requise pour engendrer une érosion des sols et par conséquent le transport des bactéries attachées aux particules, ce sont les bactéries en solution qui permettent l'augmentation immédiate des concentrations en rivières durant les épisodes de pluie.

La fraction des bactéries lessivées vers le sol depuis la végétation (WOF_P) présente aussi une sensibilité considérable sur les concentrations d'*E. coli* en rivières. Malgré que ce coefficient soit seulement valide pour les sources de contamination diffuse, son influence peut être reliée à la fraction importante de forêt au sein du bassin versant. Alors que la densité et la forme de végétation sont considérées uniforme au sein des forêts modélisées, une forte incertitude spatiale s'y impose puisque les forêts du BVLR comportent plusieurs variabilités telles que la présence de sentiers pédestres et de skis de fond.

D'autre part, les concentrations initiales d'*E. coli* depuis les différentes sources de contamination se sont montrées peu sensibles aux prédictions d'*E. coli* en rivière. Ce sont plutôt les paramètres influençant le devenir de la bactérie dans les différentes partitions environnementales qui ont eu de plus grands impacts sur les concentrations simulées. Ainsi, les coefficients de mortalité au sol et dans le fumier démontrent une plus grande sensibilité que ceux en rivière et en réservoir. Ceci suggère que les contaminants provenant des sources diffuses sont davantage influencés par la durée entre les événements de pluies avant d'être lessivés que par leur temps de transport dans l'eau. D'ailleurs, l'influence des coefficients de mortalité sur les prédictions d'*E. coli* varie selon la température et par conséquent selon les journées et les saisons. Le paramètre d'ajustement des coefficients de mortalité selon la température (THBACT) a démontré la plus grande sensibilité au modèle. Peu importe la partition où se trouve la bactérie, les températures saisonnières ont donc un

impact considérable sur les concentrations simulées d'*E. coli*. Par conséquent, les incertitudes des données climatiques devront être minimisées dans le cadre modélisations futures.

Également, les fractions du fumier contenant des colonies actives (BACT_SWF) ont eu une influence considérable sur les prédictions d'*E. coli* pour les sources diffuses terrestres. Même si ces sources ont eu moins d'impact sur les concentrations en rivière que les débordements par surverse, la caractérisation fidèle des sources de contamination s'est avérée substantielle dans la représentativité des résultats.

5.3.3 Sources de contamination et incertitudes

Nonobstant l'impact des caractéristiques environnementales des contaminants sur leur devenir, les plus hautes pointes de concentrations en rivière sont prédites à la suite de débordement par surverse. L'emplacement des ouvrages de surverse et les caractéristiques d'écoulement en rivière semblent ensuite dicté le devenir d'*E. coli*. Cependant, dès l'entrée en rivière d'un débordement, son volume a contrôlé les concentrations résultantes à l'intérieur de 24 heures. Une forte corrélation a d'ailleurs été identifiée entre ces volumes et les concentrations simulées. La dilution des débordements par l'eau de la rivière du Nord s'est alors avérée insuffisante pour réduire les concentrations d'*E. coli*. Par contre, de fortes incertitudes sont attribuées aux débordements en raison de leur caractérisation de faible qualité et des estimations nécessaires qui en sont conséquentes. Aucune variabilité intra-journalière n'a été disponible à leur sujet. Un meilleur système d'enregistrement des surverses à la station d'épuration de Sainte-Agathe-des-Monts aurait été souhaité dans le cadre de modélisation de pathogène.

Outre les pointes de concentrations lors de débordement par surverse, le transport de l'eau et de particules sédimentaires par le ruissellement sont ici ciblées comme vecteurs critiques de la contamination en rivière. Ce phénomène se traduit par l'imperméabilisation du sol, l'accumulation de sédiments entre les pluies et l'érodabilité des sols. De ce fait, les sources de contamination diffuse ont constitué un apport en *E. coli* non négligeable au réseau hydrographique du BVLRL. Même si de multiples incertitudes leurs sont attribuées quant à leur caractérisation, leur modélisation par l'entremise d'épandage de fumier s'est avérée efficace.

Il est possible d'établir un ordre d'influence sur l'amplitude des concentrations d'*E. coli* en rivière pour chacune des sources de contamination simulées : Débordements par surverse > Fosses septiques > Sources en temps sec > Faune.

Cependant, l'ordre d'influence des sources de contamination sur la médiane des concentrations d'*E. coli* produit annuellement s'inscrit autrement : Sources en temps sec > Débordements par surverse > Fosses septiques > Faune.

Également, les faits suivants sont dressés vis-à-vis la modélisation des sources de contamination fécale :

- a) L'impact des sources diffuses terrestres sont associées au ruissellement et à l'exportation de sédiments.
- b) Les sources de contamination en temps sec constituent l'apport de base aux concentrations d'*E. coli* en rivière.
- c) L'impact de la source ponctuelle du rejet d'eaux usées est directement proportionnel aux volumes de débordement.
- d) Les volumes de débordement ne sont pas directement proportionnels au ruissellement. La complexité des événements provoquant un débordement par surverse nécessite d'approfondir les connaissances à leur sujet. Chaque réseau d'égouts municipaux a toutefois une réponse unique en termes de débordements.
- e) La proximité des zones urbaines au réseau hydrographique est propice à la contamination des eaux de surface.
- f) La distribution spatiale des exportations d'*E. coli* désigne la rivière du Nord comme principale véhicule de la contamination fécale au lac Raymond.

Même si différentes sources de contamination sont simulées au sein du modèle, d'autres peuvent être omises ou non caractérisées puisqu'elles sont inconnues ou non identifiées. Il est important de considérer que de multiples processus interagissent et contrôlent le transport et le devenir d'*E. coli* au sein du bassin versant. Par conséquent, de nombreuses incertitudes s'imposent quant à la prédiction des concentrations de cette bactérie. La corrélation entre les concentrations d'*E. coli* simulées et celles mesurées témoignent de ces incertitudes. Aussi, l'influence du couvert de neige sur les concentrations d'*E. coli* s'est avérée plus ou moins mesurable. Un de ses impacts s'est

présenté par l'entremise des précipitations neigeuses causant une plus petite lame d'eau ruisselée et provoquant par conséquent la réduction des apports de contaminants depuis les sources diffuses.

Les variabilités spatiales et temporelles des simulations par rapport aux observations s'imposent comme principale source d'incertitudes. De ce fait, le ColiMinder est représentatif d'un échantillon d'eau à la plage municipale alors que le modèle considère le lac comme un bassin uniforme complètement mélangé. Également, le pas de temps de simulation de 24 heures impose une discrimination temporelle entre les séries de données simulées et mesurées. Alors que le ColiMinder permet l'échantillonnage spécifique de l'eau à la plage municipale de Val-Morin, il est ici proposé qu'un autre instrument soit positionné à l'entrée du lac Raymond afin d'étudier la contamination provenant de la rivière du Nord. Ce choix se justifie également avec cette rivière qui est identifiée comme le véhicule principal de la contamination fécale au sein du BVLR.

Aussi, la campagne d'échantillonnage de 2015 a permis d'obtenir une bonne variabilité spatiale des observations de coliformes fécaux en amont du lac Raymond. Cependant, l'échantillonnage traditionnel utilisé pour ces observations témoigne d'une faible variabilité temporelle d'où le besoin de développer de nouvelles technologies tel que le ColiMinder afin d'obtenir une caractérisation en temps réel de la qualité de l'eau. Les résultats de l'exercice de modélisation présenté dans ce projet mettent en valeur le besoin d'acquérir un nombre suffisant d'observations nécessaires aux étapes de calibration et de validation d'un modèle.

5.3.4 Moyens de mitigation

Avec une meilleure compréhension du comportement hydrologique et bactériologique du BVLR, des moyens mitigation de la contamination fécale sont ici proposés. D'une part, l'identification des aspects ayant le plus grand impact sur les concentrations d'*E. coli* en rivière permet de cibler des actions prenant effet à la source. Ainsi, les zones urbaines constituent les endroits associés aux plus grands volumes de ruissellement par unité de surface en raison de l'imperméabilisation de leurs sols. Par conséquent, un lessivage des sols et une exportation de sédiments considérables y ont été simulés. Cet impact se traduit également par la saturation du réseau d'égouts de la municipalité de Sainte-Agathe-des-Monts causant leur débordement aux ouvrages de surverse. Alors que les zones urbaines et les zones routières occupent seulement 10% du bassin versant, celles étant à proximité du réseau hydrographique sont ciblées pour l'implantation de zones tampons telles que des bandes

riveraines. Bien la majorité des cours d'eau et des lacs en sont pourvus naturellement, l'identification des zones urbaines directement en contact avec une eau de surface serait prescrite.

Également, des travaux d'entretien ont été finalisés en 2016 à la station d'épuration de Sainte-Agathe-des-Monts. En parallèle, l'implantation de PGO en amont de la station afin de limiter le ruissellement et l'impact de la saturation du réseau d'égouts permettrait de réduire les débordements par surverses en assurant un contrôle préventif. Par exemple, les bassins de rétention ou les systèmes d'infiltration sont efficaces avec les sols bien drainés de classes hydrologiques A et B (MDDELCC, 2014b) lesquels sont en présence majoritaire au sein du BVLR.

Dans le contexte local de la protection de l'environnement du lac Raymond, l'implantation de PGO à ses affluents tel que l'installation de trappes à sédiments permettrait de réduire les vitesses et de décanter les particules de plus grandes dimensions (MDDELCC, 2014a).

CHAPITRE 6 CONCLUSION

6.1 Synthèse

L'intégration spatiale des composantes du bassin versant du lac Raymond avec SWAT a été effectuée selon une division en 190 sous-bassins et en 2 493 URH. Dans un premier temps, la simulation des composantes hydrologiques a permis une reproduction satisfaisante du débit au sein du bassin versant grâce à une calibration selon les observations de la rivière du Nord disponibles à la station CEHQ 040122. Le comportement hydrique du BLVR a démontré un drainage des sols efficient, mais la modélisation des nombreux lacs nécessite des efforts supplémentaires afin d'obtenir une représentation fidèle de leur rôle individuel dans le bilan global du bassin.

Par la suite, la modélisation de l'exportation des sédiments et des concentrations d'*E. coli* a été accomplie. Le manque d'observation s'est révélé critique pour la calibration de ces variables qui s'est tout de même conclue acceptable. En résumé, voici les différentes conclusions tirées de ce projet :

- a) Une représentation spatiale optimale des données climatiques est favorable au calage du débit.
- b) Les eaux de surfaces telles que les milieux humides et les lacs présentent une complexité notable face à leur caractérisation et à la simulation de leur comportement hydrologique.
- c) Le bilan hydrique présente une sensibilité accrue aux sols. La caractérisation détaillée et précise des sols s'avère importante.
- d) L'érosion des sols réagit davantage à l'érodabilité de ces derniers qu'à l'intensité du ruissellement. L'exportation des sédiments est par contre principalement influencée par le comportement hydrologique du bassin.
- e) Les débordements par surverse constituent la source de contamination causant les plus hautes concentrations d'*E. coli* en rivière.
- f) Les sources de contamination en temps sec constituent l'apport de base aux concentrations d'*E. coli* en rivière.
- g) L'impact des sources de contamination diffuse terrestre est proportionnel au ruissellement.
- h) La température joue un rôle critique dans le devenir d'*E. coli* par son influence sur les coefficients de mortalité.

- i) L'absence de variabilité temporelle intra-journalière des données d'entrée s'imposent comme principale source d'incertitudes.
- j) La distribution spatiale des exportations d'*E. coli* désigne la rivière du Nord comme véhicule principal de la contamination fécale au lac Raymond.

Malgré la présence soutenue d'incertitudes dans la caractérisation des composantes du modèle, l'étude du comportement du bassin a permis d'analyser l'influence des caractéristiques de ce dernier sur le transport et le devenir d'*E. coli*. Les conclusions tirées ont permis de mettre en évidence la complexité des processus environnementaux régissant le transport de contaminants à l'échelle d'un bassin versant ainsi que l'importance d'acquérir des observations pour la calibration d'un modèle.

6.2 Recommandations

Les recommandations suivantes sont émises pour toute utilisation du modèle SWAT généré par ce projet :

- a) Utiliser les données de RNCAN pour les années 2014 et suivantes lorsqu'elles seront disponibles.
- b) L'implantation de pratiques de gestion optimale en milieu urbain pourrait réduire les apports des contaminants dans les eaux pluviales.
- c) Procéder à une série d'itérations supplémentaires pour une calibration optimale du modèle si des changements sont apportés au paramétrage.
- d) Prendre en considération que les résultats de simulation sont représentatifs du paramétrage du modèle et qu'ils doivent être analysés selon le comportement global du bassin versant. Dans un cadre de changements climatiques, la modification des précipitations et des températures pourrait affecter le comportement du bassin versant.

6.3 Perspectives

L'optimisation du modèle serait possible avec les améliorations suivantes :

- a) Un suivi d'autres indicateurs de contamination fécale humaine pourrait être effectuée tel que la carbamazépine, la caféine ou certains virus.
- b) Une caractérisation aux minutes des débordements par surverse permettrait d'analyser ces derniers et d'optimiser leur représentativité au sein du modèle.

- c) Mesurer les concentrations en continu de MES sur la rivière du Nord à l'entrée et à la sortie du lac Raymond pour calibrer adéquatement l'exportation de sédiments. Ce processus s'avère important dans la prédiction d'*E. coli* à l'échelle d'un bassin versant.
- d) Considérer l'installation d'un autre ColiMinder à l'entrée du lac Raymond afin d'analyser l'apport bactériologique de la rivière du Nord au lac.
- e) Procéder à une étude locale du lac Raymond sur les flux entrants et sortants de MES et d'*E. coli* ainsi que sur son comportement hydrodynamique pour évaluer les panaches de contamination.
- f) Établir une meilleure caractérisation des débits sortants des réservoirs.
- g) Agrandir l'aire d'étude en aval du lac Raymond pour étudier l'impact des rejets d'eaux usées sur les prises d'eau potable des municipalités subséquentes.

BIBLIOGRAPHIE

- AAC. (2015). Utilisation des terres en 2010 Tiré de <http://www.agr.gc.ca/fra/?id=1343066456961>.
tiré de <http://www.agr.gc.ca/fra/?id=1343066456961>
- Abbaspour, K. C. (2015). *SWAT-CUP: SWATCalibration and Uncertainty Programs*. Tiré de http://swat.tamu.edu/media/114860/usermanual_swatcup.pdf
- Abrinord. (2015a). *Plan d'action de la zone de gestion intégrée de l'eau d'Abrinord*. Saint-Jérôme: Organisme de bassin versant de la rivière du Nord.
- Abrinord. (2015b). *Portrait de la zone de gestion intégrée de l'eau d'Abrinord*. Saint-Jérôme: Organisme de bassin versant de la rivière du Nord.
- Abrinord. (2017). Suivi de la qualité de l'eau, Bassin versant de la rivière du Nord Tiré de <http://abrinord.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=4b19dbac246048b4a4ad0470489b63fc>. Consulté le Janvier 2017, tiré de <http://abrinord.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=4b19dbac246048b4a4ad0470489b63fc>
- Anctil, F., Rousselle, J., & Lauzon, L. (2012). *Hydrologie: Cheminement de l'eau*: Presses internationales Polytechnique.
- Andréassian, V. (2002). *Impact de l'évolution du couvert forestier sur le comportement hydrologique des bassins versants*. (Université Pierre et Marie Curie, Paris).
- APELRRIN. (2016). Tiré de <http://www.apelrrin.com/>
- Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Srinivasan, R., Williams, J. R., Haney, E. B., & Neitsch, S. L. (2012). *SWAT - Input/Output Documentation, Version 2012*. Texas Water Resource Institute.
- Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, M. J., Srinivasan, R., . . . Jha, M. K. (2012). SWAT: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1491-1508.
- Beaudin, I., Deslandes, J., Michaud, A. R., Bonn, F., & Madramootoo, C. A. (2006). Variabilité spatio-temporelle des exportations de sédiments et de phosphore dans le bassin versant de la rivière aux Brochets au sud-ouest du Québec - Partie I : Paramétrage, calibrage et validation du modèle SWAT. *Agrosolution*, 17(1), 17.
- Boskidis, I., Gikas, G. D., Pisinaras, V., & Tsihrintzis, V. A. (2010). Spatial and temporal changes of water quality, and SWAT modeling of Vosvozis river basin, North Greece. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*, 45(11), 1421-1440. doi:10.1080/10934529.2010.500936
- Bottcher, A. B., Whiteley, B. J., James, A. I., & Hiscock, J. G. (2012). Watershed assessment model (WAM): Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1367-1383.
- Bourrier, R. (2008). *Les réseaux d'assainissement*: Lavoisier.
- Bouvet, J., & Vernozy-Rozand, C. (2000). Méthodes génétiques de détection des Escherichia coli verotoxiques (VTEC) et de Escherichia coli O157:H7 dans les aliments. *Revue de médecine*

vétérinaire, 10(151), 907-914. Tiré de
http://www.revmedvet.com/2000/RMV151_907_914.pdf

- Brière, F. G. (2012). *Distribution et collecte des eaux* (Troisième édition^e éd.): Coursus.
- Bukh, A. S., & Roslev, P. (2010). Characterization and validation of a chemiluminescent assay based on 1,2-dioxetanes for rapid detection of viable *Escherichia coli*. *Appl Microbiol Biotechnol*, 86(6), 1947-1957. doi:10.1007/s00253-010-2514-6
- Canada. (2016). Environnement et ressources naturelles, Données historiques Tiré de
http://climat.meteo.gc.ca/historical_data/search_historic_data_f.html. tiré de
http://climat.meteo.gc.ca/historical_data/search_historic_data_f.html
- Canada, R. N. (2016). Extraction de données géospatiales GéoGratis. Tiré de
<http://geogratias.gc.ca/site/fra/extraction>
- Canada, S. (2012). Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada. Troisième édition. Tiré de <http://canadiensensante.gc.ca/publications/healthy-living-vie-saine/water-recreational-recreative-eau/index-fra.php?page=text>
- Carlsaw, H. S., & Jaeger, J. C. (1959). *Conduction of heat in solids*. London: Oxford University Press.
- Cho, K. H., Pachepsky, Y. A., Oliver, D. M., Muirhead, R. W., Park, Y., Quilliam, R. S., & Shelton, D. R. (2016). Modeling fate and transport of fecally-derived microorganisms at the watershed scale: State of the science and future opportunities. *Water Research*, 100, 38-56. doi:10.1016/j.watres.2016.04.064
- Clark, M. P., Kavetski, D., & Fenicia, F. (2011). Pursuing the method of multiple working hypotheses for hydrological modeling. *Water Resources Research*, 47(9), n/a-n/a. doi:10.1029/2010wr009827
- Coffey, R., Cummins, E., Bhreathnach, N., Flaherty, V. O., & Cormican, M. (2010). Development of a pathogen transport model for Irish catchments using SWAT. *Agricultural Water Management*, 97(1), 101-111. doi:10.1016/j.agwat.2009.08.017
- Côté, C. (2016). Une bataille acharnée pour la dépollution du lac Raymond. *La Presse*. Tiré de
<http://www.lapresse.ca/environnement/pollution/201607/13/01-5000878-une-bataille-acharnee-pour-la-depollution-du-lac-raymond.php>
- Daily, G. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems*.
- Duda, P. B., Hummel, P. R., Donigian Jr, A. S., & Imhoff, J. C. (2012). BASINS/HSPF: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1523-1547.
- Edberg, S. C., Rice, E. W., Karlin, R. J., & Allen, M. J. (2000). *Escherichia coli*: the best biological drinking water indicator for public health protection. *Journal of Applied Microbiology*, 88(S1), 106S-116S. doi:10.1111/j.1365-2672.2000.tb05338.x
- F. Ancil, J. R., N. Lauzon. (2012). *Hydrologie: Cheminement de l'eau*: Presses internationales Polytechnique.
- Fatichi, S., Vivoni, E. R., Ogden, F. L., Ivanov, V. Y., Mirus, B., Gochis, D., . . . Tarboton, D. (2016). An overview of current applications, challenges, and future trends in distributed

- process-based models in hydrology. *Journal of Hydrology*, 537, 45-60. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.03.026>
- Flanagan, D. C., Frankenberger, J. R., & Ascough, J. C. (2012). WEPP: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1463-1477.
- Gagliardi, J. V., & Karns, J. S. (2000). Leaching of Escherichia coli O157:H7 in diverse soils under various agricultural management practices. *Appl Environ Microbiol*, 66(3), 877-883.
- Garzio-Hadzick, A., Shelton, D. R., Hill, R. L., Pachepsky, Y. A., Guber, A. K., & Rowland, R. (2010). Survival of manure-borne E. coli in streambed sediment: Effects of temperature and sediment properties. *Water Research*, 44(9), 2753-2762. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.02.011>
- Goodrich, D. C., Burns, I. S., Unkrich, C. L., Semmens, D. J., Guertin, D. P., Hernandez, M., . . . Levick, L. R. (2012). KINEROS2/AGWA: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1561-1574.
- Grieneisen, M. L., & Zhang, M. (2011). The current status of climate change research. *Nature Clim. Change*, 1(2), 72-73. doi:<http://www.nature.com/nclimate/journal/v1/n2/abs/nclimate1093.html#supplementary-information>
- Haguma, D., Leconte, R., & Brissette, F. (2015). Évaluation du régime hydrologique du bassin versant de la rivière Manicouagan, au Québec, dans le contexte des changements climatiques. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 42(2), 98-106. doi:10.1139/cjce-2014-0085
- Hargreaves, G. H. (1985). *Reference Crop Evapotranspiration From Ambient Air Temperature*. Communication présentée à Winter Meeting - American Society of Agricultural Engineers: The World Food Situation - Now and Year 2007., Chicago, IL, USA (p. ASAE, St. Joseph, MI, USA).
- Harmel, R. D., Hathaway, J. M., Wagner, K. L., Wolfe, J. E., Karthikeyan, R., Francesconi, W., & McCarthy, D. T. (2016). Uncertainty in monitoring E. coli concentrations in streams and stormwater runoff. *Journal of Hydrology*, 534, 524-533. doi:10.1016/j.jhydrol.2016.01.040
- Herr, J. W., & Chen, C. W. (2012). WARMF: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1385-1394.
- Hopkinson, R. F., McKenney, D. W., Milewska, E. J., Hutchinson, M. F., Papadopol, P., & Vincent, L. A. (2011). Impact of Aligning Climatological Day on Gridding Daily Maximum–Minimum Temperature and Precipitation over Canada. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 50(8), 1654-1665. doi:10.1175/2011JAMC2684.1
- Hutchinson, M. F., McKenney, D. W., Lawrence, K., Pedlar, J. H., Hopkinson, R. F., Milewska, E., & Papadopol, P. (2009). Development and Testing of Canada-Wide Interpolated Spatial Models of Daily Minimum–Maximum Temperature and Precipitation for 1961–2003. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 48(4), 725-741. doi:10.1175/2008JAMC1979.1
- Jaber, F. H., & Shukla, S. (2012). MIKE SHE: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1479-1489.

- Koscheltnik, J., Vogl, W., Epp, M., & Lackner, M. (2015). Rapid analysis of β -D-glucuronidase activity in water using fully automated technology. *1*, 471-481. doi:10.2495/wrm150401
- Kyoung, J. L., Engel, B. A., Tang, Z., Choi, J., Kim, K.-S., Muthukrishnan, S., & Tripathy, D. (2005). Automated Web GIS based hydrograph analysis tool, WHAT. *Journal of the American Water Resources Association*, 41(6), 1407-1416. doi:10.1111/j.1752-1688.2005.tb03808.x
- Larson, L. W., & Peck, E. L. (1974). Accuracy of precipitation measurements for hydrologic modeling. *Water Resources Research*, 10(4), 857-863.
- Liao, H., Krometis, L. A., & Kline, K. (2016). Coupling a continuous watershed-scale microbial fate and transport model with a stochastic dose-response model to estimate risk of illness in an urban watershed. *Sci Total Environ*, 551-552, 668-675. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.02.044
- Madoux-Humery, A. S., Dorner, S., Sauve, S., Aboufadi, K., Galarneau, M., Servais, P., & Prevost, M. (2013). Temporal variability of combined sewer overflow contaminants: evaluation of wastewater micropollutants as tracers of fecal contamination. *Water Res*, 47(13), 4370-4382. doi:10.1016/j.watres.2013.04.030
- Madoux-Humery, A. S., Dorner, S. M., Sauvé, S., Aboufadi, K., Galarneau, M., Servais, P., & Prévost, M. (2015). Temporal analysis of E. coli, TSS and wastewater micropollutant loads from combined sewer overflows: implications for management. *Environ Sci Process Impacts*, 17(5), 965-974. doi:10.1039/c5em00093a
- MAMROT. (2013). *Liste des stations d'épuration*. Direction générale des infrastructures. Tiré de http://www.mamot.gouv.qc.ca/pub/infrastructures/suivi_ouvrages_assainissement_eaux/li ste_station.pdf
- McKenney, D. W., Hutchinson, M. F., Papadopol, P., Lawrence, K., Pedlar, J., Campbell, K., . . . Owen, T. (2011). Customized Spatial Climate Models for North America. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 92(12), 1611-1622. doi:10.1175/2011BAMS3132.1
- MDDELCC. (2014a). *Guide de gestion des eaux pluviales*. Tiré de <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/pluviales/chap11.pdf>
- MDDELCC. (2014b). *Guide de gestion des eaux pluviales*.
- MDDELCC. (2015). La qualité de l'eau et les usages récréatifs. Tiré de <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/recreative/qualite.htm>
- MDDELCC. (2016). *État de l'eau et des écosystèmes aquatiques au Québec*. Tiré de <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/rapportsurleau/index.htm>
- MDDELCC. (2017a). L'état de l'eau et des écosystèmes aquatiques au Québec. Tiré de http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/rapportsurleau/Etat-eau-ecosysteme-aquatique-qualite-eau-Quelle-situation_Rivieres-Fleuve.htm
- MDDELCC. (2017b). Répertoire des installations municipales de distribution d'eau potable. Tiré de <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/distribution/>
- MDDELCC. (2017c). Stratégie québécoise de l'eau 2017-2032. Tiré de <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/consultation/strategie-quebecoise-eau/index.htm>

- Mittelstet, A. R., Storm, D. E., & Fox, G. A. (2017). Testing of the Modified Streambank Erosion and Instream Phosphorus Routines for the SWAT Model. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 53(1), 101-114. doi:10.1111/1752-1688.12485
- Moriasi, D. N., Gitau, M. W., Pai, N., & Daggupati, P. (2015). Hydrologic and Water Quality Models: Performance Measures and Evaluation Criteria. 58(6). doi:10.13031/trans.58.10715
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2011a). *Soil and Assessment Tool Theoretical : Documentation Version 2009*. Grassland, Soil and Water Research Laboratory - Agriculture Research Service. Blackland Research Center - Texas Agriculture Experiments Station:
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2011b). *Soil and Water Assessment Tool : Theoretical Documentation version 2009*. Texas A&M University System: Grassland, soil and water research laboratory - Agriculture research service
- Blackland research center - Texas AgriLife research.
- O'Connor, D. R. (2002). *Report of the Walkerton inquiry: The events of May 2000 and related issues: A summary*. Ontario: Ontario Ministry of the Attorney General.
- Overcash, M. R., & Davidson, J. M. (1980). *Environmental impact of non point source pollution*: Ann Arbor Science Publisher Inc.
- Pachepsky, Y., Sadeghi, A. M., Bradford, S. A., Shelton, D. R., Guber, A. K., & Dao, T. (2006). Transport and fate of manure-borne pathogens: Modeling perspective. *Agricultural Water Management*, 86, 81-92. doi:10.1016/j.agwat.2006.06.010
- Pachepsky, Y., Shelton, D., Dorner, S., & Whelan, G. (2016). Can E. coli or thermotolerant coliform concentrations predict pathogen presence or prevalence in irrigation waters? *Critical Reviews in Microbiology*, 42(3), 384-393. doi:10.3109/1040841X.2014.954524
- Pachepsky, Y., Stocker, M., Saldaña, M. O., & Shelton, D. (2017). Enrichment of stream water with fecal indicator organisms during baseflow periods. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(2), 51. doi:10.1007/s10661-016-5763-8
- Pandey, P. K., & Soupir, M. L. (2013). Assessing the Impacts of E. coli Laden Streambed Sediment on E. coli Loads over a Range of Flows and Sediment Characteristics. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 49(6), 1261-1269. doi:10.1111/jawr.12079
- Parajuli, P. B. (2007). *SWAT bacteria sub-model evaluation and application*. (Kasas State University).
- Park, Y., Pachepsky, Y., Shelton, D., Jeong, J., & Whelan, G. (2016). Survival of manure-borne Escherichia coli and fecal coliforms in soil: Temperature dependence as affected by site-specific factors. *Journal of Environmental Quality*, 45(3), 949-957. doi:10.2134/jeq2015.08.0427
- Paule-Mercado, M. A., Ventura, J. S., Memon, S. A., Jahng, D., Kang, J. H., & Lee, C. H. (2016). Monitoring and predicting the fecal indicator bacteria concentrations from agricultural, mixed land use and urban stormwater runoff. *Sci Total Environ*, 550, 1171-1181. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.01.026
- Petrella, R. (1998). *Le manifeste de l'eau: pour un contrat mondial*: Labor.

- Polytechnique, M. (2015). Position d'experts de Polytechnique Montréal sur les déversements planifiés d'eaux usées de l'intercepteur sud-est à la Ville de Montréal (p. 8). Montréal (Québec).
- Proulx-McInnis, S., St-Hilaire, A., Rousseau, A. N., Jutras, S., Carrer, G., & Levrel, G. (2013). Seasonal and monthly hydrological budgets of a fen-dominated forested watershed, James Bay region, Quebec. *Hydrological Processes*, 27(10), 1365-1378. doi:10.1002/hyp.9241
- Québec, E. (2002). *Politique nationale de l'eau*. Bibliothèque nationale du Québec: Tiré de <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/politique/politique-integral.pdf>
- Ryzinska-Paier, G., Lendenfeld, T., Correa, K., Stadler, P., Blaschke, A. P., Mach, R. L., . . . Farnleitner, A. H. (2014). A sensitive and robust method for automated on-line monitoring of enzymatic activities in water and water resources. *Water Sci Technol*, 69(6), 1349-1358. doi:10.2166/wst.2014.032
- Sadeghi, A. M., & Arnold, J. G. (2002). A SWAT/Microbial Sub-Model for Predicting Pathogen Loadings in Surface and Groundwater at Watershed and Basin Scales. doi:10.13031/2013.7529
- SCS, S. C. S. (1972). Hydrology. Dans *National Engineering Handbook*: SCS.
- Shen, Y., Oki, T., Kanae, S., Hanasaki, N., Utsumi, N., & Kiguchi, M. (2014). Projection of future world water resources under SRES scenarios: an integrated assessment. *Hydrological Sciences Journal*, 59(10), 1775-1793. doi:10.1080/02626667.2013.862338
- Stefan, H. G., & Preud'homme, E. B. (1993). Stream temperature estimation from air temperature. *JAWRA*, 29(1), 27-45. doi:10.1111/j.1752-1688.1993.tb01502.x
- Williams, J. R. (1969). Flood routing with variable travel time or variable storage coefficients *ASEA*, 12(1), 100-103.
- Williams, J. R. (1995). The EPIC Model. Dans *Computer models of watershed hydrology* (vol. Chapter 25, p. 909-1000). Highland Ranch, CO: Water Ressources Publications.
- Winter, T. C. (1981). Uncertainties in estimating the water balance of lakes. *Water Resources Bulletin*, 17(1), 82-115.
- Woo Kim, J., Pachepsky, Y., & Shelton, D. R. (2009). *Sediment-Associated Bacteria Release and Settling in SWAT bacteria routing - Model and SWAT add-on manual*. Environmental Microbial and Food Safety Laboratory - Beltsville Agricultural Research Center.
- Yu, S., Xu, Z., Wu, W., & Zuo, D. (2016). Effect of land use types on stream water quality under seasonal variation and topographic characteristics in the Wei River basin, China. *Ecological Indicators*, 60, 202-212. doi:10.1016/j.ecolind.2015.06.029

ANNEXE A – LOCALISATION GÉNÉRALE

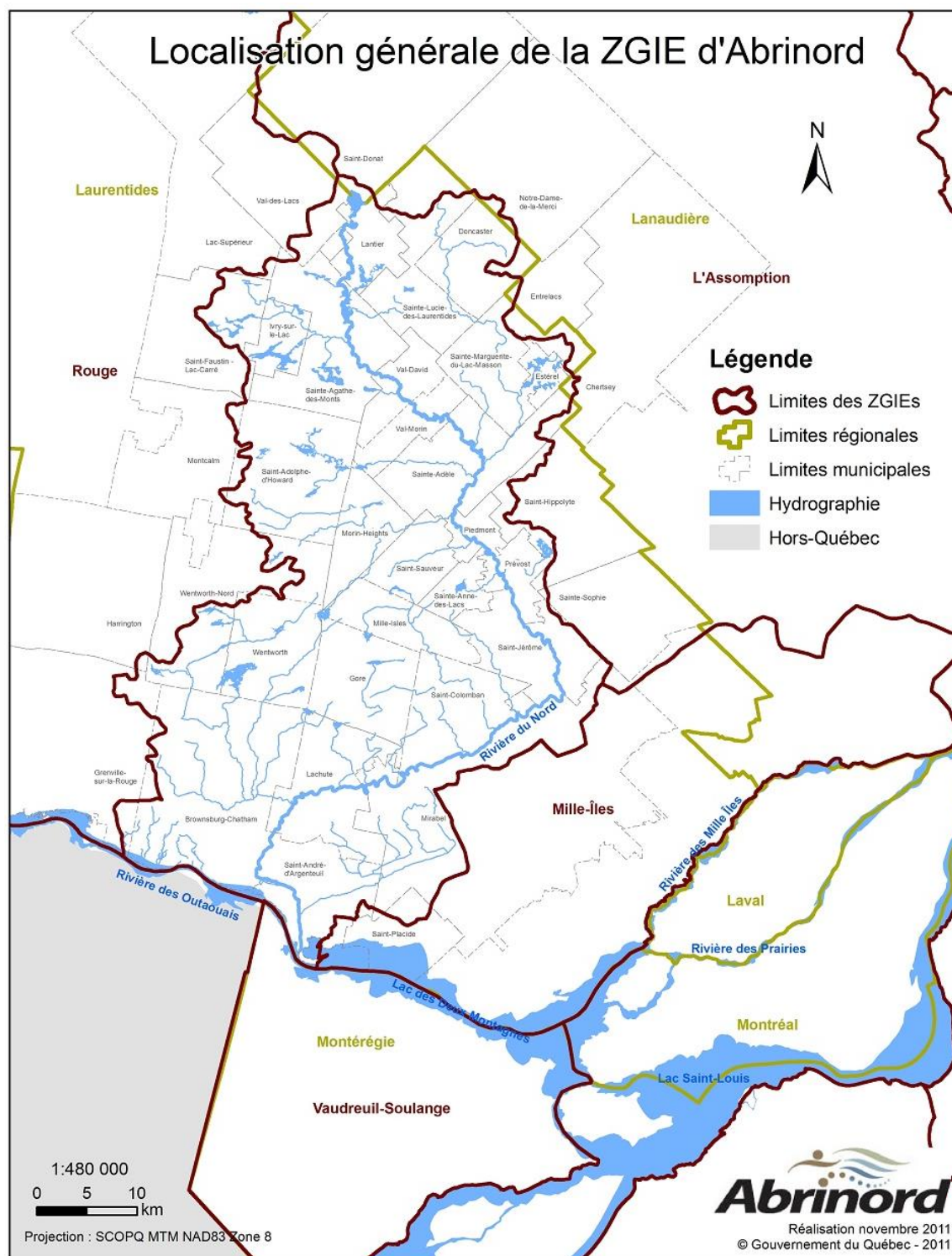


Figure A.1 : Localisation générale de la zone de gestion intégrée de l'eau d'Abrinord

ANNEXE B – LISTE DES LACS

Tableau B.1 : Lacs du bassin versant du lac Raymond modélisés dans SWAT

Nom	Aire (ha)	Nom	Aire (ha)	Nom	Aire (ha)
Lac de la Montagne Noire	281.2	Lac Wener	6.9	Lac Maurice	5.1
Lac Boeuf	8.1	Lac Paquette	8.5	Lac des Sables	298.6
Lac Godon2	3.5	Lac Nantel	41.2	Lac de la Vieille-Ménard	5.0
Lac Dorion	21.9	Lac à Brissette	9.4	Lac à la Truite	51.0
Lac Joseph	29.1	Lac Violon	27.1	Lac Casgrain	5.6
Lac Gareau	4.1	Lac Brûlé	268.7	Lac Doré	8.6
Lac Tyrol	6.6	L4	3.9	Lac Amigo	3.2
Lacs Bazinet	3.6	Lac Drummond	50.3	Lac Bélair	9.0
Lac à Simard	5.0	Lac Colibri	6.7	Lac Fleurquin	3.7
Lac Cloutier	15.1	L5	5.3	Lac Fortier	3.7
L1	8.6	L6	5.0	Lac Raymond	70.2
L2	3.4	L7	3.3	Lac la Fourche	4.1
L3	3.6	L8	3.6	Lac Dream	3.4
Lac Cardin	61.3	Lac Gravel	10.7	Lac Alverna	4.0
Lac des Arpents	23.4	Lac Éphrem	6.0	Lac Green Valley	3.9
Papineau	82.4	Lac Giroux	11.7	Lac du Gore	24.7
Lac Caisse	4.9	L9	4.1	Lac Canardi	4.0
Lac Ludger	159.9	Lac Barbara	7.3	Lac Paquin	28.7
Lac Magnan Nord	10.9	Lac Vaseux	16.3	Lac Merisier	9.6
Lac Magnan Sud	4.9	Lac du Canard	6.1	Petit lac Merisier	3.1
Lac Godon1	7.4	Lac de la Rouge	67.5	Lac à Charette	6.1
Lac Davis	7.5	Lac à la Caille	9.4	Petit lac des Sables	23.6
Lac Robillard	3.6	Lac Cornu	138.9	Lac en Poudre	3.7
Lac MacShane	17.0	Lac de la Poule	11.0	Lac Pearl	4.3
Lac à Wellie-Huot	5.2	Lac de la Grise	20.8	Le Fer à Cheval	24.0
Lac Brunet	3.7	Lac de la Brume	26.7	Lac Barker	5.0
Lac Hague	11.3	Lac La Salle	27.0	Lac Jacquot	3.5
Lac McLeod	4.7	Lac Lavallée	13.3	Lac Didi	12.3
Lac Beausoleil	15.9	Lac la Sapiniere	3.7	Lac de la Borne	34.8
Lac Leroux	20.5	Lac Manitou	411.7	Lac le Gros	13.3
				L10	3.4

ANNEXE C – BATHYMÉTRIE DU LAC RAYMOND

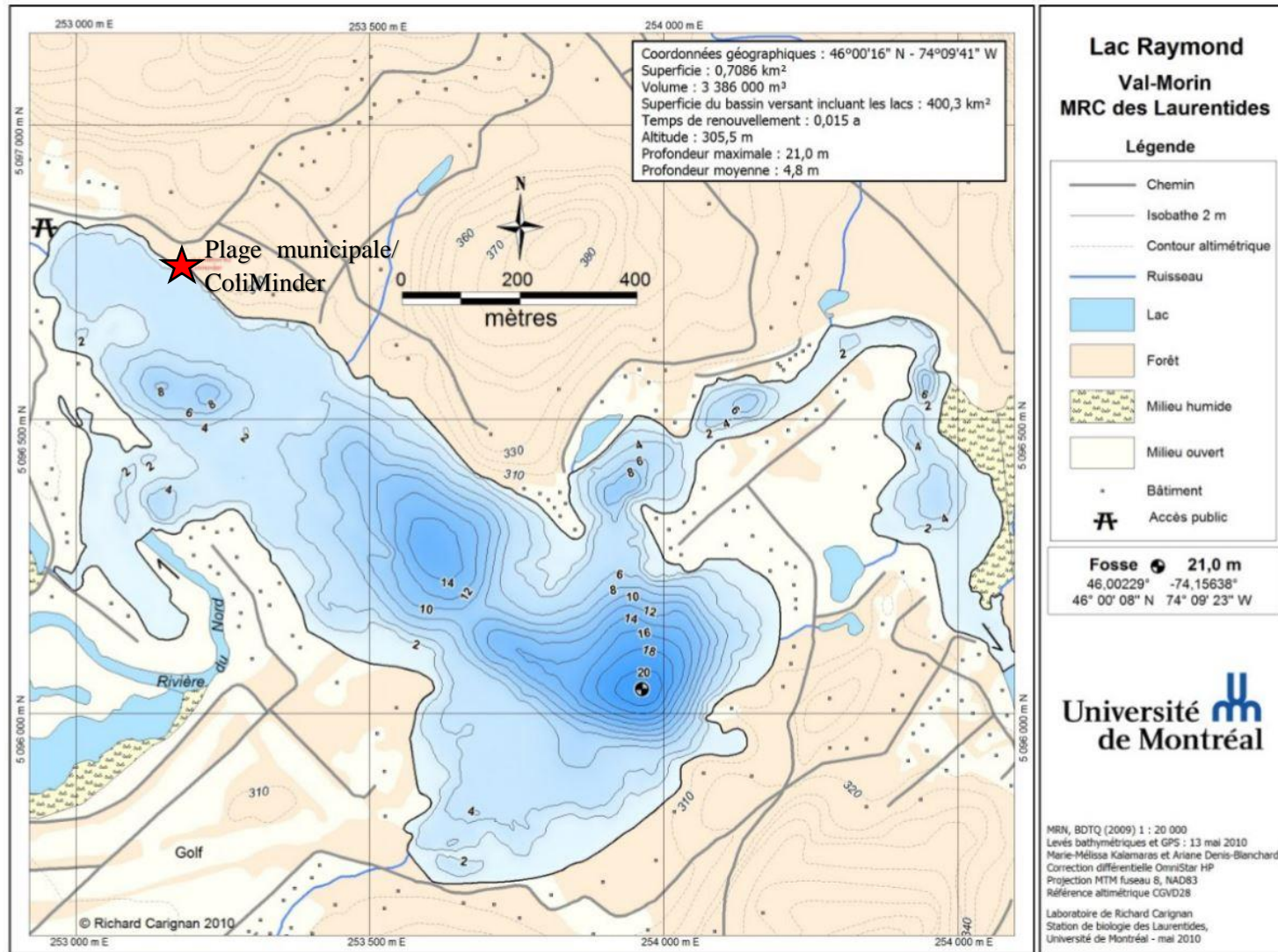


Figure C.1: Bathymétrie du lac Raymond

ANNEXE D – INFORMATIONS SUR LES DONNÉES TOPOGRAPHIQUES



Ressources naturelles
Canada

Natural Resources
Canada



PRODUIT(S) GÉNÉRÉ(S) À PARTIR DU MNSC

Zone d'intérêt

Nord-Ouest: -73.9673491513,46.4274815244

Nord-Est: -74.6023732451,46.4274815244

Sud-Ouest: -73.9673491513,45.8428925572

Sud-Est: -74.6023732451,45.8428925572

INFORMATIONS SUR LA SOURCE DE DONNÉES (MNSC)

Résumé : Le Modèle numérique de surface du Canada (MNSC) fait partie du système d'altimétrie conçu par Ressources naturelles Canada afin de mieux répondre aux besoins des utilisateurs de données et de produits d'élévation. Le MNSC à 0,75 seconde (~20 m) est un produit dérivé du modèle numérique de surface (MNS) original à 1 seconde (30 m) du Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM). Dans ces données, les élévations sont captées au sommet des édifices, arbres, structures et autres objets, plutôt qu'au sol. Une mosaïque du MNSC peut être obtenue pour une région prédéfinie ou définie par l'utilisateur. La couverture et la résolution des mosaïques varient selon l'étendue de la région demandée. Des produits dérivés tels que des cartes de pente, de relief ombragé et de relief ombragé en couleurs peuvent aussi être générés sur demande.

Type de surface	Date de validité	Intervalle de précisions	Précision moyenne
Sol et surface réfléchissante	2000		5.5

INFORMATIONS SUR LE(S) PRODUIT(S) GÉNÉRÉ(S)

Modèle numérique d'élévation (MNE) : Un modèle numérique d'élévation est une représentation numérique du relief constituée d'un tableau de valeurs d'élévations relatives à une surface de référence commune et correspondant à un réseau régulier de points de la surface terrestre. Ces élévations peuvent être celles du sol ou de toute autre surface réfléchissante.

Relief couleur : Représentation du relief dans laquelle les élévations sont associées à des couleurs différentes suivant leur valeur. Le produit résultant est une image matricielle à 3 bandes (RVB) dont la gradation des couleurs reflète les élévations, conformément à une table de correspondance prédéfinie.

Relief ombré couleur : Représentation du relief combinant une image relief couleur, dans laquelle les élévations sont associées à des couleurs différentes suivant leur valeur, et une image relief ombré, dans laquelle l'éclairage fait ressortir les élévations et les pentes. Le produit résultant est une image matricielle à 3 bandes (RvB) dont l'intensité des couleurs varie pour produire une visualisation réaliste de la topographie.

Carte de pente : Représentation dérivée du relief dans laquelle chaque pixel prend la valeur de la plus forte pente (la mesure de la variation en élévation par rapport à la distance, en degrés par rapport à l'horizontale ou en pourcentage) à l'endroit correspondant de la surface représentée. Le produit résultant est une image matricielle à 32 bits des valeurs de pente.

Carte d'aspect : Représentation dérivée du relief dans laquelle chaque pixel prend la valeur de l'azimut vers lequel est orientée la pente. Cet azimut a une valeur comprise entre 0 à 360 et est mesuré en degrés, dans le sens horaire, à partir de la direction du nord. Il peut aussi prendre la valeur -9999 dans les régions planes où la pente est nulle. Le produit résultant est une image raster à 32 bits des valeurs d'azimut.

Système de référence	Format	Résolution
EPSG:3979	GeoTIFF	20

ANNEXE E – INFORMATIONS DÉTAILLÉES SUR LES SOLS

Tableau E.1: Caractéristiques des sols de la couche 1

Item	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Code CanSis	ALL	GDO	IVR	LKF	MEM	MOI	SFU	BSG	SNG
Nombre de couches	3	3	4	4	2	4	4	4	4
Groupe hydrologique	B	A	A	C	D	A	A	A	B
Profondeur totale	1180	1060	1040	1250	3480	1200	1230	1280	1280
Profondeur de la couche	180	150	150	80	1000	150	150	100	50
Densité apparente en g/cm ³	1.35	1.4	1.3	1.2	0.2	1.4	1.35	1.4	1.4
Réserve utile en eau (mm H ₂ O/mm sol)	0.14	0.08	0.05	0.11	0.5	0.07	0.17	0.05	0.13
Conductivité hydraulique (mm/h)	32.5	100	31	50	2.5	32.5	32.5	32.5	32.5
Pourcentage de matière organique (%)	6.8	2.8	2.58	13.4	45.4	14.3	7.5	2.9	1.4
Pourcentage d'argile (%)	41	4	3	4	0	5	3	3	6
Pourcentage de limon (%)	37	18	7	36	0	19	43	6	44
Pourcentage de sable (%)	22	78	90	60	0	76	54	91	50
Pourcentage de fragments rocheux (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coefficient d'érodabilité USLE	0.125	0.116	0.068	0.144	0	0.121	0.147	0.064	0.160

Tableau E.2 : Caractéristiques des sols de la couche 2

Item	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Code CanSis	ALL	GDO	IVR	LKF	MEM	MOI	SFU	BSG	SNG
Nombre de couches	3	3	4	4	2	4	4	4	4
Groupe hydrologique	B	A	A	C	D	A	A	A	B
Profondeur totale	1180	1060	1040	1250	3480	1200	1230	1280	1280
Profondeur de la couche	430	460	300	250	3480	200	230	280	280
Densité apparente en g/cm ³	1.5	1.5	1.5	1.45	1.35	1.45	1.45	1.5	1.45
Réserve utile en eau (mm H ₂ O/mm sol)	0.2	0.06	0.04	0.12	0.14	0.06	0.14	0.05	0.16
Conductivité hydraulique (mm/h)	32.5	100	38.5	50	32.5	100	100	100	10
Pourcentage de matière organique (%)	0.7	0.6	1.03	4.4	0.6	0.9	3.2	4.4	4.4
Pourcentage d'argile (%)	77	3	0	5	48	3	3	2	2
Pourcentage de limon (%)	16	16	9	33	40	14	45	3	48
Pourcentage de sable (%)	7	81	91	62	12	83	52	95	50
Pourcentage de fragments rocheux (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coefficient d'érodabilité USLE	0.153	0.137	0.088	0.142	0.192	0.120	0.147	0.057	0.148

Tableau E.3 : Caractéristiques des sols de la couche 3

Item	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Code CanSis	ALL	GDO	IVR	LKF	MEM	MOI	SFU	BSG	SNG
Nombre de couches	3	3	4	4	2	4	4	4	4
Groupe hydrologique	B	A	A	C	D	A	A	A	B
Profondeur totale	1180	1060	1040	1250	3480	1200	1230	1280	1280
Profondeur de la couche	1180	1060	580	690	0	483	580	580	530
Densité apparente en g/cm ³	1.5	1.5	1.5	1.6	0	1.5	1.45	1.5	1.6
Réserve utile en eau (mm H ₂ O/mm sol)	0.21	0.06	0.04	0.09	0	0.07	0.12	0.04	0.11
Conductivité hydraulique (mm/h)	32.5	100	32.5	50	0	100	100	32.5	10
Pourcentage de matière organique (%)	0.4	0.3	0.6	0.9	0	2	1.7	0.9	0.6
Pourcentage d'argile (%)	74	3	1	5	0	4	1	4	4
Pourcentage de limon (%)	20	13	3	26	0	14	40	6	40
Pourcentage de sable (%)	6	84	96	69	0	82	59	96	56
Pourcentage de fragments rocheux (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coefficient d'érodabilité USLE	0.180	0.121	0.079	0.171	0	0.100	0.155	0.071	0.190

Tableau E.4 : Caractéristiques des sols de la couche 4

Item	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Code CanSis	ALL	GDO	IVR	LKF	MEM	MOI	SFU	BSG	SNG
Nombre de couches	3	3	4	4	2	4	4	4	4
Groupe hydrologique	B	A	A	C	D	A	A	A	B
Profondeur totale	1180	1060	1040	1250	3480	1200	1230	1280	1280
Profondeur de la couche	0	0	1040	1250	0	1200	1230	1280	1280
Densité apparente en g/cm ³	0	0	1.6	1.8	0	1.55	1.6	1.6	1.8
Réserve utile en eau (mm H ₂ O/mm sol)	0	0	0.04	0.09	0	0.04	0.04	0.04	0.07
Conductivité hydraulique (mm/h)	0	0	32.5	2.5	0	32.5	32.5	32.5	2.5
Pourcentage de matière organique (%)	0	0	0.3	0.1	0	0.3	0.6	0.4	0.2
Pourcentage d'argile (%)	0	0	1	3	0	1	2	4	1
Pourcentage de limon (%)	0	0	2	31	0	7	1	4	23
Pourcentage de sable (%)	0	0	97	66	0	92	97	92	76
Pourcentage de fragments rocheux (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coefficient d'érodabilité USLE	0	0	0.079	0.190	0	0.090	0.063	0.075	0.170

ANNEXE F – PRISES D'EAU POTABLE SUR LA RIVIÈRE-DU-NORD

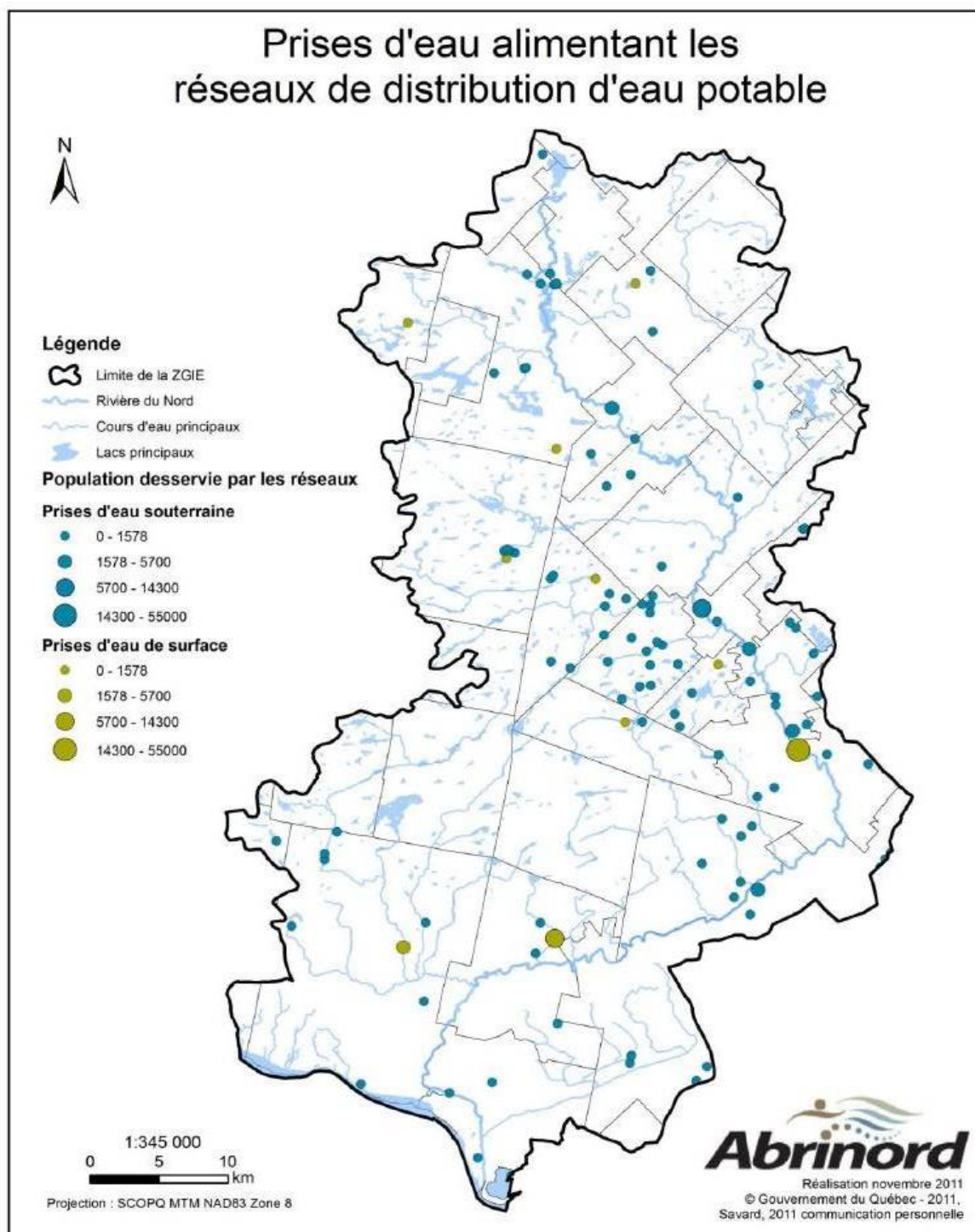


Figure F.1 : Carte de localisation des prises d'eau potable alimentant les réseaux de distribution municipaux et privés pour lesquelles les coordonnées géographiques sont disponibles

ANNEXE G – DÉBORDEMENTS PAR SURVERSE

Tableau G.1 : Débordements par surverse 2015-2016, Régulateur Brissette

Date	Pluie (mm)	Nombre	Durée (h)	Volume (m ³)
2015-10-05	0	1	1.0	3.80E+01
2015-10-08	3.4	1	0.1	7.00E+00
2015-10-09	2.2	1	2.6	2.18E+02
2015-10-13	8.6	1	2.1	3.88E+02
2015-10-15	10	1	4.5	1.82E+03
2015-10-16	0	1	2.3	7.72E+02
2015-10-22	0	1	3.0	1.69E+03
2015-10-24	24	1	1.9	1.08E+03
2015-10-25	0	1	6.3	6.84E+03
2015-10-28	62	1	9.2	1.23E+04
2015-10-29	2	1	20.0	4.86E+03
2015-10-30	0	1	0.5	2.50E+01
2016-01-10	18	1	6.6	3.41E+04
2016-01-11	0	1	19.1	9.88E+04
2016-01-12	8	1	1.2	6.10E+03
2016-03-09	8.2	1	8.6	4.44E+04
2016-03-10	1.2	1	6.9	3.58E+04
2016-03-11	0	1	4.1	2.11E+04
2016-03-12	0	1	1.5	7.80E+03
2016-03-13	0	1	0.1	4.00E+02
2016-03-28	29.4	1	6.3	3.24E+04
2016-03-31	21	1	11.0	5.70E+04
2014-04-01	0	1	24.0	1.24E+05
2014-04-02	0	1	0.9	4.80E+03
2016-06-06	30.2	1	3.5	1.50E+03
2016-06-28	9.2	1	3.3	1.60E+03
2016-06-29	16.4	1	3.4	1.50E+03
2016-07-25	23.6	1	1.7	6.39E+03
2016-08-04	5.6	1	0.3	1.13E+03
2016-08-12	17	1	0.3	2.07E+04
2016-08-14	34.6	2	1.4	7.16E+03
2016-08-16	25	2	3.4	1.92E+04
2016-08-21	1.2	1	0.6	1.77E+03
2016-09-17	17	1	1.3	3.90E+03
2016-09-18	2	1	0.9	5.60E+03
2016-12-01	25	1	4.1	1.30E+03

Tableau G.2 : Débordements par surverse 2015-2016, Station amont pré-traitement

Date	Pluie (mm)	Nombre	Durée (h)	Volume (m³)
2015-04-21	6	1	1	1.00E+02
2015-04-22	7.8	1	1	5.00E+01
2015-04-23	0.8	1	1	5.00E+01
2015-04-25	0	1	1	5.00E+01
2015-06-08	16	1	1	3.23E+01
2015-06-09	9.6	1	1	5.00E+01
2015-06-11	0	1	1	5.00E+01
2015-06-12	6.8	1	1	5.00E+01
2015-06-13	0	1	1	5.00E+01
2015-06-17	0	1	1	5.00E+01
2015-06-19	0	1	1	5.00E+01
2015-06-24	0	1	1	5.68E+01
2015-06-27	4.3	1	1	5.00E+01
2015-07-02	1	1	1	4.05E+01
2015-07-08	0	1	1	5.00E+01
2015-07-18	8.6	1	1	5.00E+01
2015-07-22	0	1	1	5.00E+01
2015-07-28	0	1	1	5.00E+01
2015-08-01	1.5	1	1	5.00E+01
2015-08-11	25	1	1	8.94E+01
2015-08-12	0	1	1	4.56E+01
2015-08-15	1.2	1	1	5.00E+01
2015-08-20	14.8	1	1	5.00E+01
2015-08-21	0.2	1	1	5.00E+01
2015-09-07	11.4	1	1	9.20E+01
2015-09-08	0	1	2	1.42E+02
2015-09-10	0	1	1	2.00E+00
2015-09-13	25	1	1	7.00E+00
2015-09-30	0	5	1	1.63E+02
2015-10-25	0	2	1	3.40E+01
2015-10-26	0	2	1	9.00E+00
2015-10-29	2	1	2	1.85E+02
2015-10-30	0	1	1	3.80E+01
2015-10-31	1.2	1	1	2.10E+01
2016-01-07	0	1	0.1	3.60E+01
2016-01-09	8	1	0.1	3.60E+01
2016-01-10	18	1	0.1	3.60E+01
2016-01-11	0	1	0.1	3.60E+01
2016-01-28	6.6	1	0.1	3.60E+01
2016-02-02	10	1	0.1	3.60E+01
2016-06-02	5.8	1	0.5	1.01E+02

Tableau G.2 : Débordements par surverse 2015-2016, Station amont pré-traitement (Suite)

Date	Pluie (mm)	Nombre	Durée (h)	Volume (m ³)
2016-06-05	31.6	1	1.0	0.00E+00
2016-06-07	5.2	1	1.0	1.50E+01
2016-06-27	10.2	1	31.0	1.40E+01
2016-06-28	9.2	1	5.0	1.00E+01
2016-07-07	5.8	1	0.0	2.00E+00
2016-07-15	24.4	1	0.1	3.20E+01
2016-07-16	0	1	0.0	1.20E+02
2016-07-18	5	1	0.1	9.00E+00
2016-07-26	23.6	1	0.1	4.50E+01
2016-08-04	5.6	1	0.1	1.60E+01
2016-09-18	17	1	0.2	1.60E+01

Tableau G.3 : Débordements par surverse 2015-2016, Station poste de relèvement

Date	Pluie (mm)	Nombre	Durée (h)	Volume (m ³)
2016-05-05	0	1	6	7.20E+02
2016-06-09	0.6	1	5	8.64E+02
2016-06-23	0	1	213	2.00E+01
2016-06-27	8	1	33	1.31E+02
2016-06-28	12	1	47	9.20E+01
2016-06-29	42	1	163	2.70E+01
2016-07-26	28	1	12	3.60E+02

Tableau G.4 : Débordements par surverse 2015-2016, Poste de pompage Rivière du Nord

Date	Pluie (mm)	Nombre	Durée (h)	Volume (m³)
2015-04-10	15.6	1	0.28	5.10E+02
2015-04-11	0	1	0.28	5.10E+02
2015-04-12	0	1	0.28	5.10E+02
2015-04-13	4	1	0.68	1.23E+03
2015-04-14	0	1	0.68	1.23E+03
2015-04-15	0	1	0.68	1.23E+03
2015-04-16	0	1	0.68	1.23E+03
2015-04-21	6	1	3.35	6.03E+03
2015-04-22	7.8	1	3.35	6.03E+03
2015-04-23	0.8	1	3.35	6.03E+03
2015-06-22	4	1	0.69	1.25E+03
2015-06-23	27.2	1	0.69	1.25E+03
2015-06-24	0	1	0.69	1.25E+03
2015-06-25	0	1	0.69	1.25E+03
2015-06-26	0	1	0.58	1.04E+03
2015-06-27	4.3	1	0.58	1.04E+03
2015-06-28	13.2	1	0.58	1.04E+03
2015-06-29	0.4	1	0.58	1.04E+03
2015-09-14	0.4	1	0.36	6.42E+02
2015-09-15	0	1	0.36	6.42E+02
2015-09-16	0	1	0.36	6.42E+02
2015-09-17	0	1	0.36	6.42E+02
2015-09-18	0	1	0.36	6.42E+02
2015-09-28	4.2	1	0.23	4.20E+02
2015-09-29	16.1	1	0.23	4.20E+02
2015-09-30	0	1	0.23	4.20E+02
2015-10-01	0	1	0.23	4.20E+02
2015-10-27	0	1	1	1.80E+03
2015-10-28	62	1	1	1.80E+03
2015-10-29	2	1	1	1.80E+03
2016-02-01	11.2	1	1	4.32E+03
2016-04-01	21	1	1	4.32E+03
2016-04-05	0	1	1	4.32E+03
2016-04-22	4	1	1	4.32E+03
2016-04-25	0	1	1	4.32E+03
2016-06-28	9.2	1	0.92	4.70E+03
2016-06-29	16.4	1	0.33	1.31E+04
2016-06-30	0	1	4.55	9.49E+02
2016-08-06	0	1	12.25	3.53E+02
2016-08-07	0	1	24	1.80E+02
2016-08-08	0	1	16.08	2.69E+02
2016-09-19	3	1	0.45	9.60E+03

ANNEXE H – INSTALLATION DU COLIMINDER

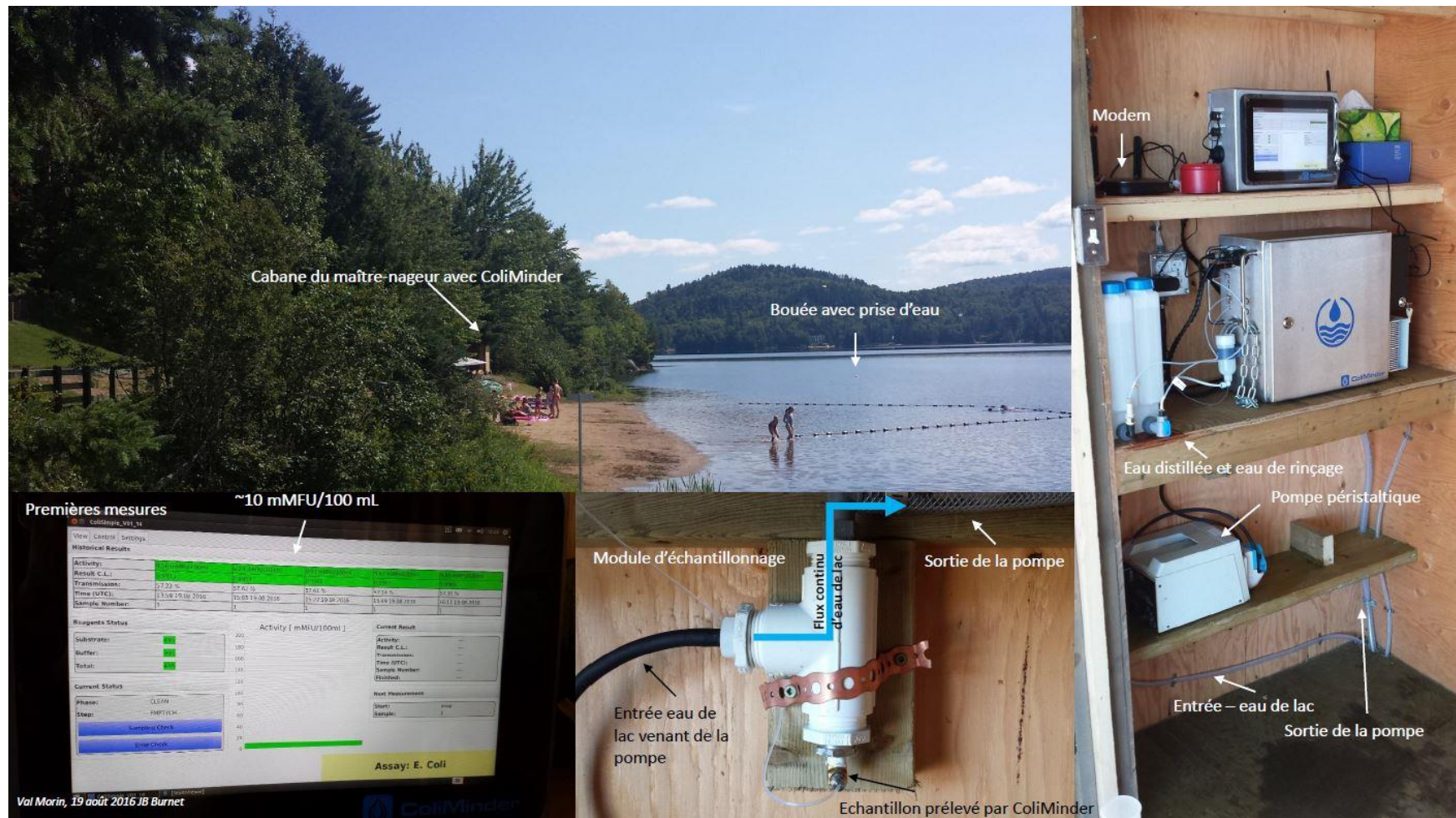


Figure H.1: Installation du Coliminder

ANNEXE I – PARAMÉTRAGE OPTIMAL DU DÉBIT

Tableau I.1 : Paramètres optimaux suite à la calibration du débit

Paramètres	Méthode itérative	RNCan 1988-2013	Climat Canada 1995-2016
CN2.mgt	Multiplier	0.45	0.40
ALPHA_BF.gw	Remplacer	0.23	0.54
GW_DELAY.gw	Remplacer	230	378
GWQMN.gw	Remplacer	990	584
GW_REVAP.gw	Remplacer	0.02	0.16
RCHRG_DP.gw	Remplacer	0.41	0.19
REVAPMIN.gw	Remplacer	625	550
CH_N2.rte	Remplacer	0.055	0.065
CH_K2.rte	Remplacer	300	240
SFTMP.bsn	Remplacer	-0.7	-1.0
SMTMP.bsn	Remplacer	-1.0	-1.0
TIMP.bsn	Remplacer	0.26	0.56
ESCO.bsn	Remplacer	0.23	0.40
SURLAG.bsn	Remplacer	5.3	2.1
EPCO.bsn	Remplacer	0.54	0.40
EVRCH.bsn	Remplacer	0.37	0.31
SLSUBBSN.hru	Multiplier	0.28	0.42
HRU_SLP.hru	Multiplier	0.39	-0.05
OV_N.hru	Multiplier	0.17	0.27
CH_K1.sub	Remplacer	45	50
CH_N1.sub	Remplacer	0.040	0.035
RES_K.res	Remplacer	0.07	1.30
RES_RR.res	Remplacer	40	50
PND_K.pnd	Remplacer	0.40	0.30